

KOMPETANSE I KOMMUNAL MILJØFORVALTNING- BETYDNING FOR SAKSBEHANDLING OG KONFLIKTER

LISE RISSTAD

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2007



Forord

Denne masteroppgaven er initiert av Naturviterne og er skrevet for Institutt for naturforvaltning ved Universitetet for miljø og biovitenskap (UMB) 2006-2007.

Tema for studien er miljøforvaltningen i norske kommuner. Grunnen til at jeg finner dette temaet interessant er flersidig. Det ene er at miljøforvaltningen i seg selv er et spennende og svært tverrfaglig fagfelt som innbefatter flere fag termologier innen natur- og miljø, men også politikk, juss, organisasjonsteori med mer. Faget har med andre ord mye å by på både av økologiske men også samfunnsfaglige utfordringer. Når jeg velger å studere miljøforvaltningen på kommunalt nivå, er det fordi det først og fremst er de som driver den utøvende miljøforvaltningen i praksis.

En masteroppgave er selve ”finalen” på fem års utdanning, veien hit har vært lang men samtidig både givende og innholdsrik. Jeg har imidlertid ikke gått denne vegen alene og det er flere jeg ønsker å få takk for det de har bidratt med i denne sammenhengen.

Først og fremst vil jeg takke mine veiledere Jon Bingen Sande og Ole Hofstad for meget god og konstruktiv veiledning, som har vært til uunnværlig hjelp og støtte under hele oppgave skrivingen.

Jeg vil også få takke alle de 185 miljøansvarlige rundt om i landet som tok seg bryet med å delta i min spørreundersøkelse, jeg vil spesielt takke Solveig Viste i Ås kommune og Ole Christian Skogstad i Vågan kommune, som var testkommuner for oppgaven. Videre vil jeg takke Anne Svindal for hjelp med spørreskjemaet Questback og Solgunn Solli for hjelp til gjennomlesning og redigering.

Til sist men ikke minst vil jeg takke venner og familie, min samboer Martin og datter Vilde, for stor inspirasjon, hjelp og støtte.

Lise Ristad

Sammendrag

Tema for denne oppgaven er kommunalmiljøforvaltning, med hovedvekt på kommunenes miljøfagligkompetanse og dens betydningen for saksbehandling og konflikter i miljøforvaltningen. Videre sees det også på hvilke andre faktorer som innflytelse, integrering og samarbeid påvirker den kommunale miljøforvaltningen. Samtlige av disse faktorene skriver seg fra historiske hendelser eller reformer som har pågått innen miljøforvaltningen.

Metode for studiet er et kausalt korrelasjons- tverrsnittsdesign, der studien baseres på en kvantitativ spørreundersøkelse av 185 kommuner. De statistiske analysene som er benyttet i studien er: Deskriptive analyser, faktoranalyser og Cronbac Alpha. Disse ble blant annet benyttet for å ivareta validering og reliabilitetsmåling av dataene. Selve hypotesetestingen er utført ved hjelp av multipleregresjonsanalyse og Sobels medieringstest.

Bakgrunnen for studien er den sterke nedbyggingen av de kommunale miljøvernlederstillingene. (Bjørnæs 2004) og Bjørnæs & Lafferty 2000). I 1996 hadde 96 prosent av kommunene ansatt en miljøvernleder i hel eller delvis stilling (Bjørnæs 2002). I 2000 ble det registrert 91 rene miljøvernlederstillinger i landets (daværende) 435 kommuner (Bjørnæs & Lafferty 2000). I 2004 var antall miljøvernledere sunket nede til 41, det vil si en andel på mindre en 10 prosent av kommunene har miljøvernledere (Bjørnæs 2004). I tillegg viste det seg at de miljøansvarlige brukte stadig mindre av sin arbeidstid på reelle miljøoppgaver. Hele 74 prosent av de miljøansvarlige brukte over halvparten av arbeidstiden sin på andre oppgaver enn miljø. (Bjørnæs & Lafferty 2000). Med tanke på at kommunene med sin lokale forvaltningsmyndighet, er det organet som skal sette nasjonale mål og føringer ut i praksis er denne utviklingen betenkelig. Derav er det også berettiget å spørre seg hvorfor så mange kommuner på tross av sitt miljøansvar velger å bygge ned den administrative kapasiteten som ble omhyggelig oppbygd under MIK-reformen fra 1987-1996.

Studien tar opp noen av de mest konfliktfylte områdene innen norsk miljøforvaltning, biologisk mangfold, utbygging av strand og fjellområder / Landbruks, natur og friluftsområder (LNF) samt motorferdsel i utmark. Regjeringen Stoltenberg II har gitt sterke signaler om at vern av strand- og fjellområder er viktige satsningsområder blant annet for bevaring av biologisk mangfold og allemannsretten til friluftsliv. Tall fra Statistisk sentralbyrå og Riksrevisjonens rapport bærekraftig arealplanlegging og arealdisponering (2006-2007)

viser imidlertid at det fortsatt er stor byggevirksomhet i slike områder og at bruken av motorferdsel i utmark bare øker. I denne studien sees det nærmere på hva som påvirker kommunes saksbehandling av slike saker og konfliktene rundt disse.

I denne studien blir det sett på om nedbyggingen av miljøforvaltningen skyldes ”reformprinsipper” fra blant annet Lokal Agenda 21, om integrering og sektorovergripende miljøansvar som gjør seg gjeldende. Eller kan nedbyggingen av miljøvernlederstillingene være en konsekvens av New Public Management (NPM) reformenes effektivitets krav med outsourcing / samarbeide ført til at kommunene kjøper tjenester fremfor å holde på kompetansen i egen organisasjon.

Resultatene fra studien viser at både personlig kompetanse, innflytelse, integrering og samarbeid har en positiv effekt på kommunens kompetanse. Dette indikerer at alle disse fire faktorene er viktig for å øke kommunens miljøfaglige kompetanse. Miljøansvarlige sin personlige kompetanse viste seg å være spesielt viktig for kommunens arbeid med biologisk mangfold. De miljøansvarlige oppfattet sin egen innflytelse i kommunen som middels god (på en skala fra 1 til 7 har en gjennomsnittsverdi på henholdsvis 4,78 og 4,74). Dette viste seg også å ha betydning for saksbehandlingen. Innflytelse hadde en generell positiv effekt både på saksbehandling og konflikter. Det understreker betydningen av at personer med faglig kompetanse er med på å ta avgjørelser innenfor sitt felt. Det gir bedre saksbehandling og er dermed med på å dempe for konflikter mellom stat og kommune. Integrering viste seg også å ha en generell positiv effekt innenfor samtlige saks og konfliktområder, dette underbygger viktigheten av at miljøhensyn må integreres innen samtlige sektorer i kommunen. De miljøansvarlige i kommunen vurderte imidlertid graden av integrering for å være relativt lav (3,6 på en skala fra 1 til 7). Sett opp mot dette samt erfaringer fra en del tidligere studier er det ting som tyder på at integrering alene ikke fungerer så godt som man kanskje skulle ønske. Når det gjelder samarbeid/ outsourcing så viser det seg at samarbeid har en positiv påvirkning på kompetanse men at det ellers har liten effekt når det kommer til handling. Dette kan komme av at denne type samarbeid har vært dårlig formalisert, noe som i følge Haugland (2004) er en forutsetning for at samarbeid mellom organisasjoner skal fungere. Det er også flere studier som tyder på at slik nettverksbygging kan være vanskelig, og at mange organisasjoner misslykkes (Gulati 1998). Det er en del forhold som tyder på at både integrering og samarbeid er prosesskrevende arbeidsformer, med det mener jeg at det forutsetter at organisasjonen har

et generelt godt samarbeidsklima, god kommunikasjon og avklarte grenseoppganger for arbeidsoppgaver og så videre.

I studien ble det også testet om kommunenes miljøfaglige kompetanse fungerte som en medierende variabel. Denne teorien fikk delvis støtte i studiens resultater. Kommunenes kompetanse hadde en medierende effekt mellom integrering og innflytelse, og kartlegging av biologisk mangfold, kommunenes praktisering av plan samt bygningsloven og konflikter mellom stat og kommune. Den samme effekten ble også målt mellom samarbeid, og kommunenes praktisering av plan og bygningsloven samt konflikter mellom stat og kommune. Utover dette viste studien at kommunens miljøfaglige kompetanse hadde påvirkning på alle saksområder med unntak av kommunens oppfølging av plan- og bygningsloven og praktisering av motorferdselloven. At kommunens kompetanse ikke har noen effekt på oppfølging av plan- og bygningsloven kommer trolig av at dette ikke først og fremst er et spørsmål om kompetanse, men om ressurser i form av både tid, penger og menneskelig arbeidskraft.

Konklusjonen i studien er at kommunens miljøfaglige kompetanse har en positiv effekt på både saksbehandling og konflikter. Med høy miljøfaglig kompetanse blir saksbehandlingen bedre og konfliktene mindre. Når det er slått fast, er spørsmålet videre hva som skal til for å heve kommunens miljøfaglige kompetanse. Er det tilstrekkelig at man har et integrert miljøansvar, eller outsourcer kompetansen når den trengs. Eller bør det være en ansatt fagperson i kommuneorganisasjonen, slik det var under MIK-reformen? Slik jeg tolker resultatene i denne studien så er det visse svakheter ved både integreringsprinsippet og outsourcing og samarbeid. For at dette skal fungere setter det som sagt en del krav til organisasjonen i sin helhet. I tillegg har flere forskere kommet med klare signaler om at tilstedeværelsen av en miljøansvarlig er av stor betydning for kommunenes miljøaktivitet. Både erfaringene fra MIK-reformen (Hovik & Johansen 1994, Hovik 1991) og Lokal Agenda 21 (All m. fl. 2002, Bjørnæs 2002 og Bjørnes & Lafferty 2000) viser dette. Forskerne har kommet med sine anbefalinger, nå er det opp til politikerne om de velger å følge disse.

Summary

The purpose of this study has been to evaluate the environmental competence of the councils around Norway and the factors affecting it. It furthermore looks at the significance of the competence for procedure handling and conflicts within the council's environmental administration.

The study was carried through by the aid of a quantitative survey in 185 councils. The statistic analysis used in this study is descriptive analysis, factor analysis and Cronbac Alpha. These were also used to be able to validate and measure the reliability of the data. The hypothesis testing was done by the aid of multiple regression analysis and 'Sobel's mediation test.

The study considers some of the most conflicting areas within Norwegian environmental administration, biological diversity, development of; beach, mountain, agriculture, nature and outdoor areas and increased motor traffic in the outlying fields. The government has through the last years indicated enjoining the laws and regulations in all these areas. This has been started by making international agreements to stop the loss of biological diversity within 2010 and restricting the motor traffic regulations. Last but not least the Stoltenberg II government has made strong leads against the development in vulnerable mountain and beach areas that are important both as nature areas and outdoor areas for the public. However statistics from "Statistisk sentralbyrå" and "Riksrevisjonens" surveys of viable area planning and area disposal (2006-2007) show that there are still high construction activities in such areas and that the use of motorised vehicles in outlying fields is increasing.

The basis for this study is the studies from Bjørnæs (2004) and Bjørnæs & Lafferty (2000) which revealed that the environmental administrations in the councils are being strongly downscaled. In the year 2000, 91 pure environmental leadership positions were registered in the country's (at the time) 435 councils (Bjørnæs & Lafferty 2000). In the year 2004 this number had decreased to 41, which means a share of less than 10 percent (Bjørnæs 2004). At the same time it appeared that those with environmental responsibilities used less and less of their work time on real environmental issues. As many as 74 percent of the councils stated that the person responsible for the environment used half their work time for issues other than environmental (Bjørnæs & Lafferty 2000). This development is very concerning considering the councils are responsible for executing national goals and leads. It is therefore justifiable to ask why so many councils are down scaling their administrative capacity from the MIK-reform (1987-1996) despite their environmental responsibilities. This study is considering if the structural reform principles from "Lokal Agenda 21", regarding an integrating and sector

infringement, is being claimed. Or could the down scaling of environmental leadership positions be a result of the efficiency requirements from the New Public Management (NPM) reforms, where the councils have chosen to outsource the competence or cooperate with other organisations rather than keeping the competence within their own organisation? In addition to the three factors, competence, integration and cooperation, the environmental responsible person's degree of influence within the council's procedures and planning is being evaluated. To make sure that an organisation can make use of the competence within the organisation requires that the ones that have the competence have real influence within their area of subject (Bandura 1986).

The results of this study show that personal competence, influence, integration and cooperation have a positive effect on the council's competence. This indicates that all these 4 factors are important to increase the environmental competence in the council. The personal competence of the persons responsible for the environment seems to be especially important for the councils work for biological diversity. The persons responsible for the environment in councils considered their influence in the council as mediocre (on a scale from 1 to 7 the average value was respectively 4,78 and 4,74). This also appears to be significant for procedural handling. Influence had a general positive effect on both procedural handling and conflicts. This emphasises the importance of involving persons with competence in the decision-making. It improves the procedure handling and is therefore taking part in suppressing conflicts between government and council. The integration also appeared to generally have a positive effect within all procedure and conflict areas, which supports the fact that environmental considerations have to be integrated in all sectors of the council. However the environmentally responsible persons of the councils considered the degree of integration to be relatively low (3,6 on a scale from 1 to 7). These results in comparison with experiences from earlier studies indicate that the integration alone does not work as well as wanted. Looking at cooperation and outsourcing shows that cooperation has a positive effect on competence, but a low effect on action. This may be due to the lack of cooperative formalities, which according to Haugland (2004) is a requirement to make cooperation between the organisations work. There are also several studies that indicate that such networking can be difficult, and that several organisations fail (Gulati 1998). There are several relations that indicate that both integration and cooperation are work forms in need of well defined processes. By this I mean that it is required that the organisation has a good cooperative climate, good communication and clear definitions of work tasks etc.

During this study it was also tested whether the environmental competence in the councils was working as a mediation variable. This theory gained partial support in this study's results. The competence of the council had a gradient effect between integration and influence, categorising the biological diversity, the council's plan processing, construction laws and conflicts between government and council. The same effect was also found between cooperation and the council's handling of plan and construction laws and conflicts between government and council. Beyond this, the study showed that the environmental competence was influencing all areas except the council's execution of the plan and construction laws, and the execution of the motor traffic regulations. The results showing that competence does not have any effect on the plan and construction laws, may not be a question regarding competence, but regarding resources like time, funding and human labour.

The conclusion from this study is that the council's environmental competence is vital for the treatment of cases. The competence also seems to have a suppressing effect on conflicts within the councils and between government and councils. This might not be surprising, since most people are agreeing that you are supposed to have the competence needed for the work you have been assigned to. The discussion here is more regarding how to acquire the necessary competence. Is it sufficient to have an integrated environmental responsibility, or that the competence is outsourced when needed? Should there be an employed, skilled person in the council's organisation, as it used to be during the MIK-reform? The results in the studies indicate that there are certain weaknesses with both the principles of integration and outsourcing and cooperation. Making this work requires a lot from the whole organisation. Other researchers have also found clear evidence that the presence of a responsible environmental person is of big importance for the council's environmental activities. Experiences from the MIK-reform (Hovik & Johansen 1994, Hovik 1991) and "Lokal Agenda 21" (All and others 2002, Bjørnæs 2002 and Bjørnæs & Lafferty 2000) show this. The researchers have made their recommendations, now it's up to the politicians to follow these recommendations.

Figurliste

Figur 2.1: Personlig kompetanse

Figur 2.2: Organisatorisk kompetanse

Figur 3.1: Studiens empiriske modell

Figur 5.1: Miljøansvarlige sin subjektive vurdering av kompetanse

Figur 5.2: Miljøansvarlige sin innflytelse over kommunes planarbeid

Figur 5.3: Hvor mye arbeider miljøansvarlige med miljø ?

Figur 5.4: Graden av integrering av miljøansvar i kommunen

Figur 5.5: Kommunenes samarbeidsvaner

Figur 6.1: Illustrasjon på mediering

Tabelliste

Tabell 5.1: Formell utdanning, antall år

Tabell 5.2: Formell utdanning, type utdanning

Tabell 5.3: Korellasjonen mellom objektive og subjektive mål for utdanning

Tabell 6.1: Faktoranalyse: Kommunens kartlegging av biologisk mangfold

Tabell 6.2: Faktoranalyse: Kommunens arbeid med biologisk mangfold

Tabell 6.3: Faktoranalyse: Kommunens praktisering av plan-og bygningsloven

Tabell 6.4: Faktoranalyse: Kommunens oppfølging av plan-og bygningsloven

Tabell 6.5: Faktoranalyse: Kommunens praktisering av motorferdsel i utmark

Tabell 6.6: Faktoranalyse: Konflikter i kommunen

Tabell 6.7: Faktoranalyse: Konflikter mellom stat og kommune

Tabell 7.1: Hypotesetest uten kontrollvariabler

Tabell 7.2: Hypotesetest med kontrollvariabler

Tabell 7.3: Oppsummerende tabell av hypotesetest

1. Innledning	1
2. Bakgrunn: Empiri og teori	6
2.1 Noen sentrale utviklingstrekk innen miljøforvaltningen.....	6
2.1.1 Naturvitenskaplig kompetanse - grunnmuren i miljøforvaltningen	6
2.1.2 Institusjonalisering av miljøforvaltningen	7
2.1.3 Miljøforvaltningsreformenes betydning for kompetanse, innflytelse, integrering og samarbeid	8
2.1.4 MIK- reformen: mål om å heve den miljøfaglige kompetansen i kommunene	9
2.1.5 Lokal Agenda 21: bærekraftig utvikling med sektorovergripende miljøansvar/ tverrsektoriell integrering- tenk globalt handle lokalt.....	13
2.1.6 New Public Management reformene- effektivisering av kommunene.....	16
2.1.7 Hva er status og utfordringer for miljøforvaltningen i dag- en oppsummering av senere tids studier	18
2.2 Saksbehandling og konflikter i miljøforvaltningen.....	20
2.2.1 Konflikter i miljøforvaltningen	21
2.2.2 Lovgrunnlaget i miljøforvaltningen - Fire problemområder biologisk mangfold bygging i strandsone og LNF-områder og motorferdsel i utmark	23
2.3 Kompetansebegrepet	29
2.3.2 Kompetansebegrepets innhold	30
2.3.3 Komponentene i kompetansebegrepet	30
2.3.4 Kompetansebegrepet brukt på organisasjonsnivå- sett opp mot personlig kompetanse, innflytelse, integrering og samarbeid	32
2.3.4 Miljøfaglig kompetanse i kommunene.....	35
3. Undersøkellesmodell og hypoteser	37
3.1 Presentasjon av modell.....	37
3.2 Argumentasjon og hypotesesetting	38
4. Metode.....	45
4.1 Undersøkelles design	45
4.2 Empirisk setting/ utvalg	49
4.2.1 Måling	50
4.3 Datainnsamling.....	60
4.4 Datagrunnlaget / svarprosent.....	63
5. Deskriptive analyser.....	65
5.1 Kriterier for de deskriptive analysene	65
5.2 Presentasjon av deskriptiv statistikk	66
5.2.1 Hvem er kommunenes miljøansvarlig i dag og hvilken kompetanse besitter disse?.....	67
6. Validering og reliabilitetsmåling.....	75
6.1 Kriterier for validering og bruk av faktoranalyse.....	75
6.3 Indeksring	92
7. Hypotesetesting.....	93
7.1 Multipell regresjonsanalyse.....	93
7.1.1 Kriterier for bruk av regresjon	94
7.2 Test av kommunens kompetanse som medierende effekt	98
7.4 Oppsummering av hovedfunn i hypotesetesting	111
8. Diskusjon og implikasjoner	113
8.1 Oppsummering – forklaring av resultater	113
8.1.1 Effekten personlig kompetanse, innflytelse, integrering og samarbeid har på kommunens kompetanse	114
8.1.3 Effekten kommunens kompetanse har på saksbehandlingen, herunder kompetansens medierende effekt	118

8.1.4 Kommunens kompetanse som medierende effekt.....	119
8.1.5 Hva påvirker det enkelte saks og konfliktområdet.....	121
8.1.6 Effekten av studiens kontroll variabler	124
8. 2 Implikasjoner for ledelse og praksis.....	126
8.2.1 Bedre miljøkompetanse i kommunen- bedre saksbehandling, færre konflikter....	126
8.2.3 Noen fremtidsvyer.....	128
8.3 Begrensninger og implikasjoner for videre forskning.....	129
Referanseliste	132
Vedlegg:.....	138

1. Innledning

Utviklingens betydning for dagens forvaltning

Naturvernet har lange tradisjoner i Norge, likevel er det de siste førti årene at temaet miljø er blitt etablert som eget politisk saksfelt i Norge, og i de fleste vestlige land. Menneskers inngrep i naturen og forbruk av naturressurser er i løpet av denne perioden blitt langt større enn tidligere. De påviste negative konsekvensene dette har for miljøet er trolig årsaken til at miljø nå er satt på dagsorden. Det er i dag en internasjonal erkjennelse av at de miljøproblemene vi står ovenfor er av global karakter. Dette har ført til at også miljøpolitikken har vært gjennom en globalisering der flere prosesser relatert til internasjonalisering og liberalisering har ført til økt betydning av internasjonale avtaler og internasjonale økonomiske aktører (Bjørnæs 2002). For miljøpolitikken sin del har en rekke internasjonale avtaler og konvensjoner lagt føringer for norsk miljøpolitikk.

”Verdenskommisjonens rapport” fra 1987 anses som spesielt grunnleggende for reformer som ”Miljøvern i kommunene” (MIK) og Lokal Agenda 21 (LA21). Innen miljødebatten har naturvitenskapen vært dominerende, men globaliseringen de siste årene har også ført til at økonomiske teorier som blant annet New Public Management (NPM) reformene har fått mer og mer innflytelse. Det er med andre ord tydelig at miljøproblemene utvikling og globaliseringen har hatt betydning for miljøforvaltningens utvikling både med tanke på forvaltningspolitikken og struktureringen av den offentlige forvaltningen, noe som også har gitt konsekvenser for kommunal miljøforvaltning.

Kommunen som lokalforvaltningsmyndighet, betydning for saksbehandling og interessekonflikter

I følge Nordisk ministerråd (1995) defineres miljøforvaltning som: *En samlebetegnelse for aktiviteter som sørger for å regulere samfunnets påvirkning av miljøet, slik at den ligger innenfor de grensene samfunnet kan akseptere* (DN 1997). Her er det noe vagt hva som ligger innenfor ”det samfunnet kan akseptere”. Interessekonflikter viser at det er store forskjeller på hva som oppfattes som ”akseptabelt”. Disse konfliktene kommer til uttrykk så vel innad i kommunen som mellom stat og kommune. Innholdet i miljøpolitikken bestemmes av nasjonalpolitiske retningslinjer og vedtak, mens selve gjennomføringen av politikken kommer til uttrykk i lover, regler, forskrifter og praksisen av dem (Nordskag 2000). I tråd med blant annet subsidiaritetsprinsippet (nærhetsprinsippet) som sier at oppgaver løses best av de som sitter nærmest problemene, er det i dag kommunene som sitter med store deler av det

utøvende forvaltningsansvaret. Gjennom sin lokale forvaltningsmyndighet har dermed kommunenes praktisering av lover og regler en svært avgjørende betydning for fremtidig miljø-og samfunnsutvikling. I dag er det særlig bevaring av biologisk mangfold, motorferdsel i utmark og arealsaker som angår bygging i strandsonen og Landbruk, natur og friområder (LNF) som det strides om. Det vil derfor være interessant å undersøke hvordan kommunenes saksbehandling er på disse områdene og hvilke konflikter som berører disse.

Kommunenes miljøfaglige kompetanse

Kommunenes rolle som primærforvaltere av "naturkapitalen" er ikke uproblematisk og statens stadige delegering av miljøansvar ned til kommunene er kritisert fra flere hold, spesielt naturvernorganisasjoner. Det hevdes at for mange oppgaver delegeres til kommunene uten at kommunene har ressurser eller kompetanse til å løse disse. Samtidig stilles det også spørsmål om kommunen har vilje og evne til å prioritere miljø fremfor næringsutvikling. Denne kritikken beror i stor grad på at man er uenig i en del av de kommunale vedtakene som blir gjort i saker som angår miljøforvaltningen. Disse forholdene er videre blitt underbygget av studier utført av Bjørnæs & Lafferty (2000) og Bjørnæs (2004) som avdekket at den administrative kapasiteten til den kommunale miljøforvaltningen var nede på et lavmål. I 2000 ble det registrert 91 rene miljøvernlederstillinger i landets (daværende) 435 kommuner. I 2004 var antall miljøvernledere sunket til 41, det vil si en andel på mindre enn 10 prosent (Bjørnæs 2004). Med tanke på at 96 prosent av kommunene få år tidligere (1996) hadde en miljøvernleder tilsatt i enten i full eller delvis stilling (Bjørnæs 2002), var disse tallene nedslående. Samtidig som miljøproblemenes omfang øker og ansvaret delegeres til kommunene ser det altså ut til at kommunene likevel har valgt å legge ned den administrative kapasiteten i miljøforvaltningen.

Den gode dekningen av miljøvernledere i 1996, kom som en følge av den nasjonale reformen "*miljøvern i kommunene*" (MIK-reformen) som pågikk i perioden 1991-1997. Reformen var et felles satsningsområde mellom miljøverndepartementet og kommunenes sentralforbund med formål om blant annet å bygge opp et lokalt administrativt apparat for å kunne håndtere miljøspørsmål. For å oppnå dette ble det derfor gitt øremerkede tilskudd til de kommunene som ønsket å opprette miljøvernlederstillinger. Dette ga et betydelig kompetanseløft i kommunene, men ved reformens slutt ble disse midlene fjernet. Hva som er årsaken til at kommunene ikke prioriterer å opprettholde miljøvernlederstillingene er noe uvisst. Bjørnæs &

Lafferty (2000) påpeker manglende ressurser som en mulig årsak. Hovik & Johansen (1994) antydte at i hvilken grad kommunene opplevde å ha miljøproblemer, var en avgjørende faktor for kommunenes MIK-engasjement. Det kan derfor tenkes at enkelte kommuner ikke ser på den type kunnskap som nødvendig. En tredje forklaring som undersøkes nærmere i denne studien er om kommunene rett og slett har funnet andre og bedre måter å løse miljøoppgavene sine på.

Innflytelse, integrering og samarbeid – betydning for kompetanse, saksbehandling og konflikter

Kommunens miljøfaglige kompetanse og den faktiske praktisering av miljøforvaltningen antas å bli påvirket (enten direkte eller indirekte) av mer enn bare miljøansvarlige sin kompetanse. Blant annet må man kunne anta at miljøansvarlige sin reelle innflytelse i saksbehandlingen vil være av betydning for saksbehandlingen. Det hjelper lite med høytutdannede personer dersom disse ikke har noen reell innflytelse i kommunen. Det er tidligere under MIK-evalueringene blitt antydte at dette kunne være et problem (Hovik & Johansen 1994, Kvalvågnes 2003). Det er derfor interessant å se på hvilken innflytelse de miljøansvarlige har i kommunen i dag og hvilken effekt deres innflytelse har på kommunenes miljøkompetanse, saksbehandling og konflikter.

Et argument for å fjerne kommunenes miljøvernledere har vært at miljø skal være sektorovergripende og dermed integreres i alle sektorer. En egen miljøsektor kan derfor av enkelte anses for å være overflødig. Intensjonen med et sektorovergripende miljøvern er vel og bra, men spørsmålet er om det fungerer i praksis. Bjørnæs (2002) og flere andre har stilt spørsmål rundt dette. Dersom ingen sitter med hovedansvaret kan ansvaret lett pulveriseres og forsvinne. Man kan dermed få en svært uoversiktlig situasjon og man får ikke den helhetlige forvaltningen som er strengt påkrevd for å unngå en bit for bit politikk. På en annen side vil en slik integrering dersom den fungerer etter intensjonen være med å heve den generelle miljøfaglige kompetansen i kommunen, siden det forventes at dette er noe alle skal kunne. Siden prinsippet om overgripende sektoransvar og integrering har vært det gjeldende prinsipp i de ti siste årene burde det også være et behov for å se hvordan dette faktisk fungerer i praksis. Da man i dag ikke har noen særlig kunnskap om hvordan integrering virker inn på miljøkompetanse, saksbehandling og konflikter i kommunene.

Effektivitetsidealet i New Public Management teoriene (NPM), åpner for at kommunene i større grad skal kjøpe tjenester eller finne andre besparende løsninger i den kommunale driften. Det kan derfor tenkes at kommunene i større grad enn tidligere har valgt å opprette felles selskap og outsourcer kompetanse og oppgaver dit. Blant annet ser det ut til at Regjeringen Stoltenberg II satser på denne type løsninger, særlig kommunalt nettverksarbeid. De har i samarbeid med Kommunenes sentralforbund (KS) opprettet programmet ”livskraftige kommuner” kommunenettverk for miljø og utvikling. Tanken her er at kommunene skal kunne utnytte hverandres ressurser og kompetanse ved å samarbeide i nettverk. Siden dette er et satsningsområde som er i tråd med dagens effektiviseringspolitikk, er det interessant å se på hvordan samarbeid kan virke inn på kommunenes kompetanse, saksbehandling og konflikter. Dette er områder som vi ikke har mye konkret kunnskap om i dag.

Hva er miljøkompetanse og hvordan kan den måles?

Miljøforvaltningsfaget er et omfattende og tverrfaglig fagfelt som innbefatter flere fagtermologier innen natur- og miljø, men også politikk, juss, organisasjonsteori med mer. Faget preges dermed av både økologiske og samfunnsfaglige utfordringer. For å kunne si mer om hva som ligger i begrepet miljøfaglig kompetanse, må begrepet kompetanse defineres. Kompetansebegrepet er relativt nytt, og det byr på en del utfordringer. I litteraturen er man ennå ikke kommet til noen avklaring av hvordan begrepet egentlig skal forstås (Nordhaug 2003). I dagligtalen blir kompetanse ofte forstått som boklig lærdom som er ervervet i formelle utdanningsinstitusjoner, der man opparbeider seg en autorisasjon for bestemte yrkesfunksjoner. Kompetanse handler imidlertid ikke bare om formell utdanning. I litteraturen blir en persons kompetanse gjerne sett på som ens evner, kunnskap og ferdigheter, disse kompetansekomponentene må så sees i sammenheng med de oppgavene personen skal løse. I denne oppgaven blir miljøkompetanse først og fremst tolket ut fra kunnskap, da dette lettest lar seg måle. Kompetansen er målt ut fra formell utdanning, yrkeserfaring og miljøansvarlige sin subjektive oppfatning om sin egen kompetanse innen ulike miljøfag som forurensing, viltforvaltning, naturvern, plan og bygningsloven, ledelse og geografiske informasjonssystemer.

Problemstilling

Med utgangspunkt i redegjørelsen ovenfor med ulike hendelser innen miljøforvaltningen, stilles følgende problemstillinger:

1. Hva er miljø-kompetanse i kommunene? Herunder: Hvordan kan det defineres og måles?
2. Hvilken rolle spiller miljøkompetanse i kommunene?
3. Er miljøkompetanse viktig for saksbehandling og konflikter i kommunene?
4. Medierer kommunens miljøkompetanse sammenhengen mellom miljøansvarlig sin kompetanse, innflytelse, integrering samt samarbeid, og saksbehandling og konflikter?
5. Hva virker inn på miljøkompetanse i kommunene? Herunder: Miljøansvarliges kompetanse, miljøansvarliges innflytelse, integrering i kommunen og samarbeid med andre.

Strukturering av oppgaven

Det fins flere studier innen kommunal miljøforvaltning. I kapittel 2 vil jeg gå grundigere inn på de studiene som har relevans for de spørsmålene jeg tar opp. De fleste studiene er skrevet i regi av *Vestlandsforskning*, *Norsk institutt for by og region forskning* (NIBR) og *Program for forskning og utredning for et bærekraftig samfunn* (ProSus). Kapittel 2.1 tar for seg utviklingen i miljøpolitikken med særlig vekt på betydningen den har hatt for kompetanse, innflytelse, integrering og samarbeid. I kapittel 2.2 gjøres det rede for kommunal saksbehandling etter lovgrunnlaget og konflikter og kapittel 2.3. kommer en begrepsavklaring av kompetansebegrepet. I kapittel 3 presenteres undersøkelsesmodell og hypoteser. Kapittel 4 forklarer metodevalg og statistiske analyser. I kapittel 5 presenteres resultatene av de deskriptive analysene. Kapittel 6 redegjøres det for validering og reliabilitetsmålingen som danner grunnlaget for den videre hypotesetestingen i kapittel 7. I kapittel 8 diskuteres resultatene fra undersøkelsen, diskusjonen støttes opp av teorigrunnlaget i kapittel 2, samt resultatene fra de deskriptive analysene og validitetsmålingene.

2. Bakgrunn: Empiri og teori

Dette kapittelet utgjør studiens teoretiske rammer og er delt inn i tre ulike deler. I denne type studier hvor man ønsker å se på ulike årsakssammenhenger mellom ulike faktorer, er det ofte nødvendig at man også har et visst innblikk i forhistorien. For å kunne forstå hvordan og hvorfor miljøforvaltningen er som den er i dag starter derfor kapittel 2.1 med en kort orientering om noen av de viktigste utviklingstrekkene i norsk miljøforvaltning.

Miljøforvaltningens utvikling har også av viktig betydning for studiens uavhengige variabler kompetanse, innflytelse, integrering (sektorovergrepene ansvar) og samarbeid/outsourcing. I kapittelets del to, redegjøres det for forhold rundt de avhengige variablene saksbehandling av biologisk mangfold, strandsonen, LNF-områder og motorferdsel i utmark samt konflikter i miljøforvaltningen. Del tre i kapittelet, gir en nærmere begrepsavklaring av kompetanse som begrep.

2.1 Noen sentrale utviklingstrekk innen miljøforvaltningen

Miljøfaglig kompetanse har helt fra starten av ”det klassiske naturvernet” hatt en sentral rolle. Naturvernet startet i det små med vern av bestemte enkeltelementer som vakre trær, truede dyrearter og fossefall (Berntsen 1997). Det var særlig botanikerne som dominerte i dette naturfredningsarbeidet. Dette arbeidet førte frem til at man i 1910 fikk, *lov om naturfredning*, og med denne loven var naturvern blitt en del av det statlige ansvarsområdet, lagt under kirke og undervisningsdepartementet (Jansen 1989). Det skulle likevel ta lang tid (to generasjoner) før natur og miljø ble et politisk saksfelt, med et eget forvaltningsorgan.

2.1.1 Naturvitenskaplig kompetanse - grunnmuren i miljøforvaltningen

Samtidig som industrien vokste, økte også den naturvitenskapelige kompetansen blant forskere. Med det nye fagfeltet økologi (1960) var man nå blitt mer oppmerksomme på økosystemer og kretsløpssystemer, dette bidro til at man på midten av 1960-tallet begynte å bli oppmerksomme på de negative konsekvensene industrialiseringen hadde bragt med seg. I samsvar med denne tidens samfunnskritiske periode vokste også miljøengasjementet frem (Gundersen 1996). Dette bidro blant annet til at det frivillige naturvernet endret karakter fra å være en naturvitenskaplig opplysningsvirksomhet, til å bli en internasjonal, politisk engasjert miljøbevegelse (Gundersen 1996). Dette resulterte i at vi har i dag et mangfold av ulike organisasjonsmodeller innenfor det frivillige miljøvernet, som vi ikke kan finne innenfor andre samfunnssektorer (Strømsnes & Selle

1996). (Naturvernforbundet 1963, Natur og ungdom 1967, WWF Verdens naturfond 1970, Bellona 1986 og Greenpeace 1988). Disse har i ettertid vist seg å være svært viktige pådrivere innen miljødebatten, og har derfor en sentral rolle innen miljøforvaltningen.

2.1.2 Institusjonalisering av miljøforvaltningen

På grunn av miljøvernets medvind og de internasjonale miljøvernølgene betegnes 1970-1975 som miljøvernets storhetstid. Blant annet fikk Norge en egen naturvernlov (1970) (Hågvar & Berntsen 2001). I Stockholm 1972, avholdt FN sin første miljøkonferanse ”*Bare en jord*”, med den globale økokrisen som tema (Hågvar & Berntsen 2001).

Konferansen slo fast at menneskeheten har en forpliktelse til å ta vare på naturen og resulterte i et eget miljøvernstyre i FN. Nations Environment Programme (UNEP). Slik førte miljøengasjementet og den internasjonale erkjennelsen av miljøproblemenes karakter til at miljø ble et offentlig anliggende. Flere toneangivende land fulgte i denne perioden opp med å opprette egne miljøverndepartement, deriblant Norge (Reitan 2002). Opprettelsen av miljøverndepartementet i 1972 markerte dermed starten på den offentlige miljøforvaltningen. Miljøverndepartementet (MD) fikk det overordnede ansvar for iverksetting av den nasjonale miljøpolitikken, hvor hovedoppgaven var å arbeide for en ”avveining mellom vekst og vern” (Jansen 1989). Som sektordepartement måtte dermed miljøpolitikken hele tiden avveies i forhold til andre sektorhensyn i regjeringen (Jansen 1989).

Etter opprettelsen av miljøverndepartementet gjennomgikk miljøforvaltningen en institusjonaliseringsprosess med opprettelse og overføring av oppgaver til direktorater og fylkesnivå. (Jansen 1989). Dette ble gjort i tråd med en doktrine fra midten av 1950 tallet og ble sett på som nødvendig for å gi den politiske ledelsen mer kapasitet og frihet til å styre ut fra langsiktige mål og perspektiv (Christensen m. fl. 2002). Direktoratene skulle administreres av departementet og fungere som fagenheter med forvaltningsansvar for lover som forurensningsloven (Statens forurensningstilsyn), naturvernloven (Direktoratet for naturforvaltning) og kulturminneloven (Riksantikvaren).

Ti år etter opprettelsen av miljøverndepartementet, ble miljøpolitikken også institusjonalisert på fylkesnivå, dermed fikk departementet og direktoratene de fylkesvise miljøvern-avdelingene å spille på. Ansvar for miljøvern ble lagt til fylkesmannen og det ble opprettet statlige miljøvern-avdelinger i hvert fylke, der den nye administrative

enheten fikk status som fagavdeling i fylkesmannens administrasjon (All m. fl. 2001). Med hovedarbeidsområdene innenfor: Vern mot forurensing samt vern av natur- og forvaltning av friluftsområder (Naustdalslid & Hovik 1994). Fylkeskommunenes rolle innen miljøforvaltningen ble først og fremst rettet mot planlegging. Gjennom fylkesplanleggingen skal fylkeskommunen samordne den statlige og den fylkeskommunale planleggingen med hovedtrekkene i kommunenes planlegging sett i forhold til både økonomiske og fysiske, sosiale og kulturelle utviklingstrekk i regionen (Naustdalslid & Hovik 1994). Fylkeskommunene er den instansen på fylkesnivå som etter plan- og bygningsloven er tillagt et spesielt veiledningsansvar overfor kommunene. Derimot er det fylkesmannen som har det særlige ansvaret for legalitetskontrollen av kommuneplanarbeidet, noe som blant annet tilsier et ansvar for å påse at prosess- og prosedyrekrav i plan- og bygningsloven er blitt fulgt (Naustdalslid & Hovik 1994). På bakgrunn av sin kompetanse har direktoratene og fylkesmannen fått både juridisk og administrativt ansvar for å gjennomføre regjeringens miljøpolitikk. I praksis vil det si at disse fagenhetene ikke bare utøver autoritet, men også legitimitet i gjennomføring av miljøpolitikken (Nordskag 2000).

2.1.3 Miljøforvaltningsreformenes betydning for kompetanse, innflytelse, integrering og samarbeid

Etter at prosessen med å bygge opp et nasjonalt og regionalt politisk-administrativt apparat til å behandle miljøspørsmål på 1970 og 1980- tallet, ble oppbyggingen av et kommunalt miljøansvar et viktig tema på 1990- tallet (Bjørnæs 2002). Kommunenes plass i det nasjonale styringssystemet har imidlertid alltid vært et kontroversielt politisk spørsmål. Det er særlig graden av kommunenes autonomi som har vært tema. Helt siden formannskapslovene ble ratifisert i 1837, har kommunene hatt den ofte påpekte dobbeltheten i seg (Fimreite 2001). Kommunen har vært et organ som skulle stå på egne bein, og utforme sin egen politikk, samtidig som den klart var underlagt statlig styring og skulle fungere som redskap for nasjonal politikk (Fimreite 2001). På 1980-tallet var det et generelt krav om mer handlingsrom og selvbestemmelse til kommunene (Fimreite 2001). Dette gjorde seg også gjeldene innen miljøforvaltningen. Lokale løsninger på miljøproblemene og utbygging av et sterkere lokalpolitisk ansvar for miljøvernet skulle vektlegges. Argumentene for en slik desentralisering var at en slik lokalt engasjement av miljøarbeidet skulle styrke det lokale

engasjementet og oppslutningen om miljøpolitikken, og at dette i seg selv var en forutsetning for at nasjonale normer skulle kunne gjennomføres lokalt (Jansen 1989).

Før opprettelsen av miljøverndepartementet besto det kommunale miljøansvaret ført og fremst av tradisjonelt naturvern og regional planlegging (Jansen 1989). Fra den gang og frem til i dag har den kommunale forvaltningen vært gjennom betydelige endringer. Bjørnæs (2002) trekker frem fire utviklingstrekk som har preget den lokale miljøforvaltningen siden den gang: Oppbygging av administrativ kapasitet i kommunene, bærekraftig utvikling lokalt, delegering av myndighet på miljøområdet og deregulering og ”myke” virkemidler. Mange av disse endringene er kommet som følge av ulike reformer som kom i kjølevannet av den internasjonale erkjennelsen av miljøproblemenes karakter og omfang. 1980-årene ble nye miljøproblemer brakt på bane. Globale miljøproblemer som drivhuseffekten, svekkelsen av ozonlaget, Tsjernobylulykken 1986, algeoppblomstring 1988, spredning av miljøgifter i produkter og tap av biologisk mangfold. Mye tydet på at vi sto ovenfor en global krise. Dette førte til at FNs generalforsamling med Gro Harlem Brundtland i spissen nedsatte ”*Verdenskommisjon for miljø og utvikling*”. Kommisjonen lanserte i 1987 den betydningsfulle rapporten ”*Vår felles framtid*.” Rapporten gjorde ”*bærekraftig utvikling*” til sitt sentrale begrep som defineres som ”*en utvikling som møter dagens behov, uten å forringe kommende generasjoners muligheter for å dekke sine behov*” (All 2000). Begrepet bærekraftig utvikling står i dag meget sterkt og benyttes gjerne som et målebegrep i flere sammenhenger, blant annet er kvaliteten på kommunenes miljøforvaltning ofte blitt vurdert opp mot graden av bærekraftighet. Verdenskommisjonens rapport var på mange måter starten på to viktige milepæler i den kommunale miljøpolitikken – MIK- reformen (MIK) og Lokal Agenda 21 (LA21).

2.1.4 MIK- reformen: mål om å heve den miljøfaglige kompetansen i kommunene

Stortingsmelding nr 46 (1998-89) *Miljø og utvikling* signaliserte en satsning på å styrke det kommunale miljøarbeidet. Reformen ”miljøvern i kommuner” (MIK-reformen) ble opprinnelig initiert av fylkesmannen i Oppland og senere iverksatt gjennom et samarbeid mellom Miljøverndepartementet og Kommunenes Sentralforbund (KS). MIK-reformen startet som en forsøksordning fra 1988-1991 i 91 kommuner. Forsøksordningen ble i 1992 gjort om til en frivillig reform, som omfattet de aller fleste kommunene (Hovik & Johansen 1994 og Lindseth 2002).

I følge Aall (2000) hadde programmet to prinsipielle utgangspunkt:

- En nasjonal impuls, som besto i at staten opplever at manglende kompetanse og administrativ kapasitet på kommunenivå var en flaskehals for iverksetting av nasjonal (tradisjonell) miljøvernpolitikk.
- En internasjonal impuls, med utgangspunkt i Verdenskommisjonens rapport, som innebar en økende erkjennelse av at bidrag fra lokale myndigheter var avgjørende for å få til en bærekraftig utvikling.

De instrumentelle målene med MIK-reformen var å gjennomføre forsøk med:

1. Politisk og administrativ organisering av kommunalt miljøvernarbeid
2. Utarbeiding av kommunale miljø- og naturressursprogram
3. Overføring av statlige oppgaver på miljøvernområdet til kommunene (Aall 2000)

Sett opp mot problemstillingen rundt kommunenes miljøfaglige kompetanse er det særlig prinsippene i den nasjonale impulsen som er relevant. Evalueringene fra MIK-reformen viser også at det først og fremst er den nasjonale impulsen som fikk størst betydning for den kommunale miljøforvaltningen (Aall 2000 og Hovik & Johansen 1994). Trolig er det flere grunner til dette, men en av grunnene som Aall (2000) påpeker er at det tok lang tid før det i det hele tatt kom noen statlige signaler om hva som var forventet av kommunale bidrag for å fremme bærekraftig utvikling.

I tråd med den nasjonale impulsen ble et av de viktigste målene med MIK-reformen å bygge opp et lokalt administrativt apparat for å kunne håndtere miljøspørsmål. For å oppnå dette ble det derfor gitt øremerkede tilskudd til de kommunene som ønsket å opprette miljøvernlederstillinger. Tilsammen ble det bevilget 700 millioner til dette arbeidet, i tillegg kom kommunenes egne ressurser (Lindseth 2002). 415 av 434, kommuner gikk inn på ordningen (Hovik & Johansen 1994). MIK-reformen har med andre ord dannet selve grunnlaget for den miljøfaglige kompetansen som finnes på kommunalt nivå.

Politisk og administrativ organisering av kommunalt miljøvernarbeid

Målet om en politisk og administrativ organisering av kommunalt miljøvernarbeid krevde at oppgavene måtte innordnes i kommuneorganisasjonen både administrativt og politisk. Det ble dermed et spørsmål om hvorvidt man skulle ha en sektorisering av miljøansvaret hvor miljøvernoppgavene skulle legges til særskilte organer som kun hadde ansvar for miljøvern,

en miljøvernetat (administrativt) og et politisk hovedutvalg for miljøvern. Alternativet var å satse på en tverrsektoriell integrering der miljøansvaret ble tillagt allerede eksisterende organ sammen med andre oppgaver (Hovik & Johansen 1994).

Fordelen med en sektorløsning var at det ville gi mer avklarte grenser for oppgavefordeling og beslutningstaking. På en annen side ville samordning mellom sektorer være viktig for å kunne utforme en helhetlig politikk, ikke minst i sammenheng med miljøvern, som er en grensesprengende oppgave både i forhold til forvaltningsnivåer og sektorer (Hovik & Johansen 1994). Miljøvern griper inn i alle samfunnsområder. Et organisatorisk skille ville kunne sette grenser for koordinering mens samorganisering vil lette koordineringen mellom oppgavene. For et nytt politikkområde som miljøvern ville en sektorløsning lettere gi en profesjonalisering av miljøvernet som fagfelt, og dermed større autonomi. Det kunne være nødvendig for å kunne markere egne, faglige standpunkt, noe som ville være viktig for å synliggjøre miljøverninteressene. På den andre siden kunne en slik sektorløsning føre til avstand til de sentrale og mest innflytelsesrike organene i kommunen og til andre sektorer. Miljøhensynene ville da få lite gjennomslag på sentralt politisk og administrativt hold. Det kunne føre til marginalisering, neglisjering og isolasjon av oppgaven i kommuneforvaltningen (Hovik & Johansen 1994). I følge Hovik (1991) ble den politiske hovedregelen å plassere miljøvernoppgavene enten til et eget utvalg eller til formannskapet. I den administrative organiseringen viste tallene i Hovik's studie at de aller fleste kommunene plasserte miljøvernlederen i staben hos rådmannen. Like mange (eller få) plasserte miljøvernlederen i en egen etat, som innen for en annen etat. Hos noen rådmannsstaber hadde miljøvernlederen status som etatsleder, men uten etat, og var altså eneste person i etaten (Hovik 1991).

Miljø og ressursprogrammet

I den innledende fasen av MIK-programmet var det svake koplinger mellom miljøvernplanleggingen og kommuneplanleggingen (All m. fl. 2001). Kommunene ble derfor oppfordret til å utarbeide planer for miljø og naturressursene i kommunene. Dette programmet skulle ha to funksjoner: Det skulle være et styringsredskap for politikerne og en handlingsrettet plan for natur og miljøressursene i kommunen (Hovik & Johansen 1994). Undersøkelser gjort ved avslutningen av MIK-perioden antyder at miljøvernet ut fra kommunenes egne vurderinger var i ferd med å bli integrert i den ordinære planleggingen. Siden 1993 var andelen kommuner med vedtatte handlingsplaner for miljøvern mer enn fordoblet fra 20 til 42 prosent. Videre oppga kommunene at 40 prosent av handlingsplanene

var formelt forankret i plan- og bygningsloven, og 89 prosent av kommunene oppga at miljøvern hensyn var integrert i annen planlegging (Aall m. fl. 2001).

Overføring av statlige oppgaver på miljøvernområdet til kommunene

Selv om det var St. meld nr 46 (1998-89) *Miljø og utvikling*, som først lanserte økt satsing innenfor den kommunale miljøforvaltningen var det først og fremst i Stortingsmelding 34 (1990-91) ”*Om miljøvern i kommunene*” at staten for første gang ga en samlet og dyptgående presentasjon av kommunenes hovedoppgaver i miljøforvaltningen. I all hovedsak dreide denne seg først og fremst om tradisjonelle områder og tok lite tak i kommunenes globale ansvar (Aall 2000). Kanskje kan dette være en av forklaringene på at det til tross for nye tiltak fortsatt ble satset sterkt på de tradisjonelle oppgavene i kommunen, der først og fremst lokale forhold ble vektlagt.

Noen konkrete oppgaver som ble overført til kommunene var blant annet forvaltningsoppgaver innen natur- og utmark. For eksempel bruk av motorisert kjøretøy i utmark og viltforvaltningsoppgaver som tidligere hadde vært tillagt de statlige viltneimndene. Fra 1995 ble de lokale landbrukskontorene, og forvaltningen av landbruksnæringene flyttet til kommunene. I følge Hovik (2000) kan denne utviklingen ses som et resultat av MIK-reformen. Kommunenes rekruttering av miljøfaglig kompetanse og institusjonalisering av miljøpolitisk ansvar, bedret grunnen for å integrere kommunene i statens miljøpolitikk (Hovik 2000). I videreføringen av MIK-programmet ble det fra statens side lagt vekt på at kommunene skulle utvikle en egen lokal og folkevalgt politikk (St. meld. nr. 34. (1990-1991) *Om miljøvern i kommunene*. Samtidig ble kommunenes oppgaver i en nasjonal sammenheng tydeliggjort, både gjennom delegering av ansvar fra stat til kommuner og presisering av statlige mål for det kommunale miljøvernarbeidet (Hovik, 2000). Deltakelse av MIK-programmet førte imidlertid ikke til noen endret bruk av virkemidler og tiltak som kommunene i følge lov eller tradisjon har hatt ansvaret for (All 2000). Derimot førte MIK-programmet til en oppblomstring av nye og myke tiltaksområder i form av ulike informasjons- og holdningskapende tiltak.

En samlet evaluering av reformens nasjonale agenda viser at MIK-reformen i stor grad bidro til økt kompetanse i kommunene både på grunn av miljøvernledernes høye utdanningsnivå (de fleste hadde høyere utdanning) og på grunn av at de med sin naturvitenskapelige bakgrunn tilførte en ny type kunnskap inn i kommunene. Kommunenes kompetanse og oppgaver innen

miljøforvaltningen var tidligere først og fremst knyttet til såkalte VAR tjenester (vann, avløp og renovasjon) og kommunehelsetjenesten. Noe som var innen ingeniørenes og legenes domener (Hovik 1991). Miljøvernlederne medvirket til betydelig økt satsning på typiske grønne miljøområder, som utmarkssatsing, friluftsliv, naturvern og kulturminner. Det ble også registrert nye oppgaver innen renovasjon, kildesortering, innsamling og resirkulering. I følge Hovik (1991) så de første forsøkskommunene også ut til å legge vekt på å få synliggjort miljøoppgavene ovenfor lokalbefolkningen. Iverksetting av kampanjeprega tiltak som informasjons- og holdingskampanjer, papirinnsamling, bruk av miljøprodukt i kommunen og innføring av miljøfag i skolen. Med andre ord myke tiltak som ikke nødvendigvis krevde så store investeringer av kommunene (Hovik 1991). Effektene av MIK- reformen ble gjerne målt ut fra antall miljøretta tiltak i kommunene. I følge Hovik & Johansen (1994) viste det seg at miljøvernlederens bakgrunn hadde betydning for dette. Naturvitere kom nærmest systematisk bedre ut i forhold til antall iverksatte tiltak, enn miljøvernledere med annen utdanningsbakgrunn (Hovik & Johansen 1994).

MIK-prosjektet hadde som alle andre prosjekt en start og en slutt og ved utgangen av 1996 ble MIK-prosjektet avviklet. De øremerkede tilskuddene til miljøvernlederstillingene gikk da inn i de generelle overføringene til kommunene, slik at kommunene selv måtte prioritere midler til disse stillingene over sine budsjett. Den målrettede offentlige satsingen på et helhetlig kommunalt miljøvern har vært et betydelig løft for så vel kommunene som for staten. Noen, deriblant en rapport utført av Prosjekt Alternativ Framtid (senere ProSus) 1995 pekte imidlertid på at MIK-reformen ikke i tilstrekkelig grad hadde gitt svar på utfordringene i Lokal Agenda 21 (LA21). Samme år som MIK-reformen tok slutt markerte Miljøverndepartementet i St. meld.nr. 58 (1996-97) ”*Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling*” at 21 skulle overta for MIK som overskrift for det kommunale miljøvernet (Aall m. fl. 2002). Man gikk dermed over fra en sektorstyrt reform til en planreform (Bjørnæs 2002).

2.1.5 Lokal Agenda 21: bærekraftig utvikling med sektorovergripende miljøansvar/ tverrsektoriell integrering- tenk globalt handle lokalt

Verdenskommisjonens rapport innebar en økende erkjennelse av at bidrag fra lokale myndigheter var avgjørende for å få til en bærekraftig utvikling. På tross av dette var det få konkrete signaler om hva som var forventet av kommunene i denne sammenhengen.

Først etter at FN avholdt sin konferanse om ”*miljø og utvikling*” (UNCED) i Rio de Janeiro i Brasil, juni 1992, kom det signaler fra staten om hvilke forventninger man hadde til arbeidet for bærekraftig utvikling på lokalt nivå (All 2000). *Agenda 21, en handlingsplan for bærekraftig utvikling i det 21. århundret*. Det som vi i dag kjenner som Lokal Agenda 21 (LA21) er beskrevet under kapittel 28 i Agenda 21. Her ble kommunene prinsipielt stilt ovenfor de samme utfordringer og krav som nasjonale myndigheter. Intensjonen med LA21 var at miljøarbeidet skulle utføres lokalt, men ha et globalt perspektiv. Derfor slagordet ”*Tenk globalt- handle lokalt*”. Stortinget fulgte opp dette våren 1993 med rundskrivet T-937: ”*Tenk globalt- handle lokalt Nasjonalt prioriterte satsingsområder for det kommunale miljøvernarbeidet*” (All 2000). Her ble det pekt på fire prinsipper for det kommunale miljøarbeidet: Et av disse var prinsippet om et sektorovergripende miljøvern. Med dette signaliserte staten at miljøansvaret skulle integreres innenfor samtlige sektorer, slik at miljøhensynet ble ivaretatt på alle nivå. Dette prinsippet er i stor grad det som fortsatt er gjeldende i dag. De øvrige tre prinsippene var føre-var-prinsippet, forurensers-skal-betale-prinsippet og prinsippet om folkelig deltakelse i plan- og beslutningsprosesser. Forventningene ble videre konkretisert i fem satsningsområder: Miljø og ressursvennlig by- og tettstedsutvikling, (2) avfall og gjenvinning, (3) biologisk mangfold, (4) kyst og vannmiljøene, (5) kulturminner, kulturlandskap og andre kulturmiljøer. Med disse satsingsområdene ble det klart at naturvernet fra nå av skulle vektlegge bevaring av det biologiske mangfoldet.

I Stortingsmelding 58 (1996-97): *Miljøpolitikk for en bærekraftig utvikling*, hadde betydningen av en lokal innsats for bærekraftig utvikling fått en sentral plass (All 2000). Stortingsmeldingen erkjente at LA21 representerer både prosessuelle og innholdsmessige utfordringer. Innholdsmessig var det fortsatt lokale miljøutfordringer som ble viet mest oppmerksomhet, men nå var også globale problemer brakt på banen. Likevel var det først og fremst de prosessuelle utfordringene: Samarbeid, medvirkning og mobilisering som fremsto som genuint nye utfordringer (All 2000).

Fredrikstad konferansen i 1998 markerte selve starten for arbeidet med lokal Agenda 21 i Norge. Arbeidet med lokal Agenda 21 ble institusjonalisert med opprettelse av et eget LA21-sekretariat i planavdelingen i MD, samt at det ble opparbeidet regionale knutepunkt på fylkesnivå som skulle bistå kommunene i arbeidet, blant annet ved hjelp av Lokal Agenda koordinatorene (Aall m.fl. 2001). Pr 1. januar 2002 hadde 263 av landets kommuner og

samtlige fylkeskommuner sluttet seg til Fredrikstaderklæringen (Lindseth 2002). Det varierte imidlertid sterkt hvor langt, og av hvilken karakter arbeidet med Lokal Agenda 21 ble utført i kommunene. Grovt sett kan kommune deles inn i tre grupper, de som ikke har noen aktivitet, de som er i gang, og de som er kommet veldig langt. I følge Bjørnæs (2002) er denne utviklingen lik den man finner i Sverige, der noen kommuner vokser og blir "elitekommuner" mens en del faller helt fra. Enkelte kommuner er kommet så langt i sitt Lokal Agenda 21 engasjement at de har tegnet medlemskap i "Kommunenes internasjonale miljøorganisasjon, *The International Council for Environmental Initiatives* (ICLEI) (Harvold 2001). I 2001 hadde organisasjonen 380 medlemmer på verdensbasis, derav 12 norske kommuner (Bergen, Fredrikstad, Haugesund, Karmøy, Kristiansand, Lillehammer, Lørenskog, Oslo, Ski, Stavanger, Tingvoll og Trondheim). Tyskland utgjorde den desidert største delen, med 29 medlemmer (Harvold 2001).

Lokal Agenda 21 har lenge vært en prioritert offentlig satsning, der særlig bærekraftighet vektlegges. Likevel viser evalueringer av Lokal Agenda 21 at kommunene kun i begrenset grad har lagt en helhetlig strategi til grunn i arbeidet, utviklet miljøindikatorer eller fokusert på "tunge" bærekrafttema som for eksempel forbruk (Bjørnæs & Lafferty 2000). Selv om lokal Agenda er et globalt satsingsområde tyder likevel de fleste studiene på at kommunene fortsatt både tenker og handler mest lokalt (Aall m. fl. 2001). En mulig forklaring på dette er at slike globale problemer som forurensing, fordeling av goder og vern av arts mangfold gjerne blir oppfattet som for omfattende. De er skapt av mange ulike aktiviteter innenfor store områder. Det stilles derfor ingen direkte forventninger om at disse må løses i selve kommunen. Man begrenser derfor miljøvernpolitikken til å være noe som blir oppfattet som nyttige i lokalsamfunnet. Hvis andre gjennomfører tiltak, vil en dra fordeler av disse, uavhengig av om en selv bidrar (Hovik 2000). Et annet sentralt problem i kommunenes LA21 arbeid i denne sammenhengen syntes i følge Lindset (2002) å være manglende koordinering og samspill mellom lokale og nasjonale myndigheter. Kommunene har en vanskelig oppgave med å samordne til dels sprikende nasjonale politiske styringssignaler (All m. fl. 2001). Med utgangspunkt i disse forholdene er det mye som tyder på at man fortsatt har mye som gjenstår i arbeidet med Lokal Agenda 21. I dag ser det imidlertid ut som om Lokal Agenda 21 er i ferd med å falme som begrep, mens bærekraftbegrepet er blitt forsterket og er velkjent i dagligtalen (Bjørnæs & Lafferty 2000)

MIK-reformen og Lokal Agenda 21, var begge spesifikt rettet mot miljøforvaltningen, men det er ikke bare ”miljøreformer” som har påvirket utformingen av miljøforvaltningen. Forvaltningsreformene New Public Management har gjennom en generell endring av offentlig forvaltning også gitt konsekvenser for miljøforvaltningen.

2.1.6 New Public Management reformene- effektivisering av kommunene

På 80-og 90-tallet fikk en rekke høyreinspirerte reformer basert på økonomiske teorier fotfeste i den offentlige sektor i angloamerikanske og Skandinaviske land. Disse reformene fikk fellesbetegnelsen New Public Management (NPM) og er definert som: *målrettede endringer av offentlige organisasjoners strukturer og prosesser med det formål å få dem til å fungere mer effektivt* (Johnstad m. fl. 2003). I korte trekk går tanken bak NPM ut på at offentlig sektor bør tilstrebe å bli mer bedriftsøkonomisk på lik linje med privat næringsliv. De bakenforliggende argumentene for dette er blant annet påstander om at man i offentlig sektor sløser med ressurser fordi den ikke er pålagt de samme effektivitetskrav som i privat sektor (Johnstad m. fl. 2003). NPM reformene forfekter elementer som strategisk beslutningsorganisering, delegasjon, fristilling, konkurranseutsetting og privatisering. Reformene som ble vedtatt for å oppnå dette, kom på løpende bånd. De mest markante var det nye *inntektssystemet* (1986) basert på rammeoverføringer til erstatning for øremerking, *frikommuneforsøkene* (1987) og *den nye kommuneloven* (1992) som begge innebar større lokal organisasjonsfrihet (Fimreite m.fl. 2002). Pilotkommuneprosjektene på begynnelsen av 90-tallet var også typiske for denne måten å tenke på (Hovik & Stigen 2004).

Endringene i kommunal organisering på 90-tallet søkte i all hovedsak å møte kravet om høyere produktivitet, mer tjeneste for hver krone. Dette har også påvirket den strukturelle organiseringen av kommunene (Dalby 2005). Flere kommuner har gått over til ”flate styringsstrukturer”. Typisk for denne organiseringen er: to administrative nivåer, større antall resultatenheter og utstrakt grad av delegasjon (Dalby 2005). Evalueringene av flate organisasjonsstrukturer viser at dens positive effekter er: tydelig ledelse, ansvarliggjøring av virksomhetsledere, færre ledere, avgjørelser tas nærmere brukeren og klarere avgrensning mellom politikk og ledelse. Utfordringene med den flate strukturen er svekket politisk rolle, svakere struktur for stabs- og støttesystem, problemer med horisontal koordinering, mer administrasjon og mindre faglig ledelse for virksomhetsledere og stort kontrollspenn (Dalby 2005).

Kravene til effektivitet og markedsstyring har også ført til at nye styringsstrategier som ”økologisk modernisering” har vunnet frem i deler av miljøpolitikken. Strategien er å bruke markedets rolle som drivkraft mot et mer miljøvennlig samfunn (Reitan 2002). Teorien bygger på en forestilling om ”doble gevinster”. Dette innebærer at politikken kan utformes gjennom virkemidler som både ivaretar miljøhensyn og hensynet til bedre ressursbruk i økonomien, med det resultat at miljøvern lønner seg økonomisk. Sentrale aktører som Brundtland-rapporten, OECD, EU og FN støtter opp om denne teorien (Reitan 2002).

Selv om det tok noe tid før NPM reformene fikk fotfeste i Norge, har de i høy grad preget den offentlige forvaltningen de siste årene fra 90-tallet og frem til i dag. Kritikken mot disse reformene har imidlertid ikke latt vente på seg. NPM kritiseres for å ikke være noen enhetlig reformbevegelse, fordi mange av reformelementene peker i ulike retninger. Christiansen m. fl. (2002) sier det slik: *Bak et overordnet fokus på økonomiske hensyn skjuler det seg en hybrid som prøver å oppnå både mer kontroll og mer autonomi* (Christiansen m. fl. 2002). NPM konseptet har i følge Christiansen m. fl. (2002) en innebygd retorikk som trekker i retning av administrativ og foretningmessig frihet bør få større gjennomslag enn politisk kontroll, der offentlig politikk måles ut fra økonomiske indikatorer, snarere enn demokratiske. NPM har hatt stor oppslutning blant økonomer, men kritiseres ofte av jurister og statsvitere (Jonstad m. fl. 2003). De viser til at økt kostnadseffektivitet må veies opp mot sideeffektene på andre målsetninger som er innebygd i et mangfoldig statsapparat. Hvordan kan man ivareta så kryssende krav og hensyn, som faglig kvalitet, politisk styring, medbestemmelse og representativitet, rettsstatsverdier knyttet til likebehandling og forutsigbarhet, maktforhold, tillitt og legitimitet? (Christiansen m. fl. 2002).

Omleggingen og effektiviseringen av offentlig sektor, har naturlig nok også berørt miljøforvaltningen. Blant annet har den åpnet opp for at man i mye større grad en tidligere går ut og kjøper tjenester fra for eksempel konsulentfirmaer. Effektiviseringskravet har trolig også vært med på å fremme samkommuner og interkommunalt samarbeid, der man samarbeider om ulike oppgaver for å spare inn kostnader. Allerede under MIK-reformen så man et eksempel på to småkommuner som delte på en miljøvernleder (Hovik 1991).

Enkelte hevder at det er effektivitetskravet og ikke miljøproblemenes karakter som har styrt utviklingen i miljøforvaltningen i de siste årene (Naustdalslid og Hovik 1994). Bjørnæs og

Lafferty (2000) sine studier av kommunenes MIK- status, er kanskje en indikasjon på at det ligger noe i dette.

2.1.7 Hva er status og utfordringer for miljøforvaltningen i dag- en oppsummering av senere tids studier

Status for miljøvernlederne

Fire år etter at MIK-reformen tok slutt utførte Bjørnæs & Lafferty (2000) en undersøkelse for å se om prinsippene fra MIK- reformen hadde ”festet seg” i kommunene. Resultatene de fikk var imidlertid nedslående. 117 av MIK-kommunene hadde lagt ned stillingen som miljøvernleder. 58 prosent av kommunene hadde redusert eller slått sammen stillingen med andre oppgaver. Kommunene så ut til å gå fra prinsippet om en egen miljøvernleder og nøye seg med en *miljøansvarlig*, hvor miljø kun utgjorde en del av stillingen. (På bakgrunn av dette er derfor denne studien referert til kommunenes *miljøansvarlig*). Hele 74 prosent av kommunene svarte at den miljøansvarlige brukte halvparten av arbeidstiden til andre oppgaver enn miljø (Bjørnæs & Lafferty 2000). Ved nærmere undersøkelse viste det seg også at 110 av 435 (1/4) av kommunene ikke hadde noen miljøansvarlig i det hele tatt. Dekningen med miljøansvarlige var altså sunket betraktelig. Kun 91 kommuner, det vil si 28 prosent, oppga at de hadde rene miljøvernlederstillinger, men 16 av disse var deltidsstillinger (Bjørnæs & Lafferty 2000). I 2004 fulgte ProSus opp denne undersøkelsen. Det viste seg at miljøvernstillingene fortsatt var i kraftig tilbakegang. Nå oppga 116 kommuner at de ikke hadde noen miljøansvarlig i det hele tatt. Rene miljøstillinger i kommunene var nå nede i 41 stillinger, noe som utgjør mindre enn 10 prosent av kommunene (Bjørnæs 2004).

Regionale forskjeller- kommunestørrelse og sentralitet

Statusen for miljøvernlederstillingene ser ut til å være sterkt betinget av regionale forskjeller som kommunestørrelse (målt i antall innbyggere) og sentralitet. Fylkene Finnmark, Troms, Nordland og Sogn og Fjordane hadde mer enn 70 prosent redusert eller fjernet miljøvernlederstillingene. I Nordland rapporterte et flertall av kommunene at de ikke hadde noen miljøvernleder i det hele tatt (Bjørnæs 2002). Allerede under MIK- reformen så man slike tendenser. 85 prosent av alle kommuner uten miljøvernleder stillinger var kommuner med under 5.000 innbyggere (Aall m. fl. 2001). I følge Bjørnæs (2002), ser det også ut til at sentrale kommuner i større grad har valgt å beholde sine miljøvernledere enn perifere

kommuner. Dette sammen med kommunestørrelse seiler dermed opp som en av de viktigste faktorene for å forklare om kommunene beholder sine miljøvernledere eller ikke (Bjørnæs 2002). Dette er også med på å forklare noen av de regionale forskjellene, ettersom Finnmark, Troms, Nordland og Sogn og Fjordane har en stor andel relativt små og perifere kommuner (Bjørnæs 2002).

Utfordringer i kommunene

Resultatene fra disse studiene underbygger tidligere funn som påpekte noen utfordringer ved kommunal forvaltning. Blant annet påpekes forvaltningskommunenes prinsipp om generalist kommuner som et problem. Generalistprinsippet forutsetter at det stilles like krav til alle kommuner når det gjelder funksjonene knyttet til demokrati, tjenesteproduksjon, rettssikkerhet og lokale utviklingsoppgaver (Hovik og Myrvold 2001). De 431 kommuner vi har i Norge pr i dag, januar 2007, utgjør imidlertid ingen heterogen gruppe. Det er store variasjoner mellom kommunene både når det gjelder innbyggertall, areal, topografi, geografi og næring. Disse store variasjonene gjør at generalistprinsippet ikke alltid er like gjennomførbart i praksis (Fimreite 2001, Hovik & Myrvold 2001, Hovik m. fl. 2004). Kommunenes størrelse målt i antall innbyggere har vist seg å være av særlig stor betydning i denne sammenhengen. Små enheter antas å fremme innbyggernes mulighet til å påvirke politikken, mens større enheter antas å kunne sikre en reell systemkapasitet og beslutningsevne (Hovik m. fl. 2004). Studier utført av Hovik & Myrvold (2001) viser at utfordringene i småkommuner er særlig knyttet til rekruttering av fagfolk og etablering av fagmiljø, noe som ofte gir mangel på spisskompetanse. Noe som i sin tur kan gi en redusert kvalitet på saksbehandling, ved at vedtekter ikke holder mål i forhold til faglige og juridiske standarder (Hovik & Myrvold 2001). Selv om betingelsene for et levende lokaldemokrati på mange måter er særlig gode i små kommuner, så gir små forhold kort avstand mellom den enkelte innbygger og politisk og administrativ ledelse i kommunen. Dette kan utfordre rettsikkerheten da familie og vennskapsbånd kan føre til habilitetsproblemer (Hovik & Myrvold 2001). Gjennomsiktighet kan gi en konkret og personfokuset tilnærming, snarere enn prinsipiell. I små kommuner vil dessuten kommunene selv gjerne være ”hjørnesteinsbedriften,” noe som betyr at flere politikere er ansatt i kommunen. Dette fører til en del prinsipielt vanskelige situasjoner, der den enkelte står i fare for å blande sammen rollene som ansatt, politiker og innbygger (Hovik & Myrvold 2001).

De store kommunene har større kapasitet til å drive miljøvern, og et apparat som følger opp planer og tiltak. I tillegg har de store kommunene gjerne flere og mer alvorlige miljøproblemer, noe som har betydning for lokalmiljøet. De mindre kommunene på sin side kan ha mer behov for å prioritere næringsutvikling og sikre bosetting, miljøforvaltningen kan derfor bli nedprioritert sett i forhold til andre hensyn. Dette indikerer at kommunenes opplevelse av miljøproblem er viktige (Hovik 1991, i Naustdalslid).

Tross i at nedbyggingen av miljøvernledere er et faktum, fortsetter staten å overføre miljøoppgaver ned til kommunene. I 2000 startet et omfattende forsøk med delegering av forvaltningsoppgaver knyttet til områder som er vernet etter naturvernloven (Hovik, 2000). Nå er kommunene også tillagt en vesentlig del av forurensingsmyndigheten. Med mindre kommunene kompenserer tapet av miljøvernlederne med andre arbeidsmetoder som for eksempel integrering og samarbeid, kan det se ut til at det er et stort sprik mellom oppgaveomfang og kommunenes administrative kapasitet både når det gjelder personell, tidsbruk og kompetanse. Bjørnes (2000) konkluderte i sin studie med at miljøvernledere og administrativ kapasitet var sterkt korrelert med kommunenes aktivitet innen Lokal- Agenda 21. Han sier at: *Det fremgår som helt klart at de kommunene som har beholdt en ren miljøvernlederstilling er mest tilbøyelig til å slutte seg til arbeidet med Lokal Agenda 21* (Bjørnæs 2002). Spørsmålet da er om dette har noen innvirkning på kommunenes miljøforvaltning for øvrig, da spesielt kvaliteten på kommunenes saksbehandling av ulike miljøsaker. For å få svar på dette tar denne studien utgangspunkt i kommunenes håndtering av ulike saksbehandlingsoppgaver. Disse vil det bli redegjort for i det kommende delkapittelet.

2.2 Saksbehandling og konflikter i miljøforvaltningen

Jeg har som hovedmålsetning å se om det er noen sammenheng mellom kommunenes miljøfaglige kompetanse og dens saksbehandling-og konfliktnivå, eller om det er andre faktorer som innflytelse, integrering og samarbeid som spiller inn. Saksbehandling og konflikter utgjør dermed studiens avhengige variabler. Siden det er naturlig å tro at kommunenes saksbehandling trolig er med å påvirke konfliktnivået både i kommunen, men også mellom kommune og stat, er det interessant å se på disse forholdene samtidig. I kapittel 2.2.1 gis en redegjørelse for problematikken rundt de ulike saksfeltene og lovgrunnlaget innenfor hvert enkelt saksfelt. Deretter blir det gitt en generell orientering om konflikter i miljøforvaltningen.

2.2.1 Konflikter i miljøforvaltningen

I kapittel 2.1 ble det redegjort for hvordan naturvitenskapen og vissheten om miljøproblemenes omfang førte til et internasjonalt miljøengasjement og en oppblomstring av ulike natur og miljøvernorganisasjoner. Med miljøengasjementet vokste også relativt store interessekonflikter rundt miljøforvaltningen. Næringslivet ble nå fulgt med kritiske øyne og kunne ikke bare gjøre som de ville. I Norge hersket særlig konflikter i forbindelse med vannkraftutbygging. Konflikten om Mardøla i 1970, var starten på bruk av sivil ulydighet for å berge truet natur. Deretter kom ”folkeaksjonen mot utbygging av Alta – Kautokeinovassdraget, som i dag står som særlig markant i Norges politiske historie (Strømsnes & Selle 1996).

I litteraturen forklares slike interessekonflikter ut fra diskurser som er ulike oppfattning av verden. Diskurser blir av Dryzek definert som: *Et sett av ideer, begreper og konsekvenser som gir mening å plassere sammen og definere* (Dryzek 1997). Ulike gruppers konstruksjon/ tolkning av virkeligheten fører til en maktkamp over språket. Hva anses som gyldig kunnskap? Hva er rett, relevant og vesentlig?

I følge Nordskog (2000) er dragningen mellom ulike diskurser og målsetninger, den største baugen for miljøvernet i dag. Med draghjelp fra forskning og frivillige organisasjoner er man i dag kommet såpass langt at mange innser at vi står ovenfor globale kretsløpsproblemer som i stor grad henger sammen med et stadig mer internasjonalt økonomi og produksjonssystem, som ikke lar seg regulere innen lokale grenser (Naustdalslid & Hovik 1994). Uenighetene dreier seg derimot i stor grad om hvordan disse skal løses, og ikke minst hvem som skal ta belastningen for dette. Norge som nasjon har forpliktet seg til en rekke internasjonale avtaler for å ta del av ansvaret for den bærekraftige utviklingen. Men i tråd med *subsidiærprinsippet* eller *nærhetsprinsippet*, som tilsier at ansvar og myndighet skal ligge nærmest mulig dem det gjelder er det kommunene som får ansvaret for iverksette mye av denne politikken i praksis (Hovik m. fl. 2004). I følge Hovik (2000) og flere andre studier har kommunene først og fremst interesse av å ivareta forhold som angår dem lokalt og ikke globalt, noe som gjør at det kan oppstå konflikter mellom lokale og nasjonale interesser. En undersøkelse utført av Harsheim (1991) viste at et klart flertall (ca 80%) av både ordførere og rådmenn oppfattet statlig detaljstyring som et problem, spesielt oppfattet mange småkommuner dette som et stort problem (29%). Miljøvernlovgivningen og kommunens tekniske oppgaver (vann, kloakk,

kraftforsyning, planarbeid og arealdisposisjon, utbygging m. m.) ble pekt ut som et av de mest problematiske områdene i stat - kommuneforholdet (Harsheim 1991).

Subsidiærprinsippet skal i utgangspunktet fungere som en kompleksitetsreducerende mekanisme med tanke på informasjonsoverflod, omstendelig saks - og beslutningsgang, uenighet og sprikende interesser (Hovik m. fl. 2004). En forutsetning for dette prinsippet er imidlertid at en viss gruppedannelse er til stede, som blant annet nærhet, likhet og felles problem oppfatning (Hovik m. fl. 2004). Erfaringene viser imidlertid at dette ikke alltid er realiteten. I tillegg til at en sak berører mange interessenter eksternt, så har det også vist seg at miljøforvaltningen kan slites mellom ulike interesser internt i kommunen. Dette kan både være mellom ulike sektorer som for eksempel landbruk og miljø, men også mellom administrasjonen og politikere. Denne type konflikter vil trolig avhenge både av hvor godt miljøhensynet er integrert i kommunene, men også miljøansvarliges innflytelse. Selv om kommuneadministrasjonen på bakgrunn av sin fagkompetanse har ansvaret for å komme med en faglig innstilling til saken, så er det i mange tilfeller opp til politikerne å fatte avgjørelser, noe som kan føre til interne konflikter dersom de faglige vurderingene ikke blir hørt. Under evalueringene av MIK-reformen kom det frem at halvparten av de gamle forsøkskommunene skiftet miljøvernleder midtveis i reformen. Det var med andre ord et stort antall som hadde sluttet i stillingen. Hovik og Johansen (1994) antydte at dette kunne skyldes at miljøvernlederne opplevde å ha liten gjennomslagskraft i kommunen. En avhandling utført av miljøvernlederen Kvalvågnes (2003) i Fræna kommune, bekrefter i stor grad denne antagelsen. Han sier blant annet at ” *det viste seg å være vanskelig å få gjennomslag for tiltak som kunne oppfattes som en trussel mot arbeidsplasser eller mot selvråderetten*”.

Kort oppsummert finnes det mange aktører på mange ulike nivå i miljødebatten. På tross av at kommunene i utgangspunktet jobber etter de samme nasjonale retningslinjer og lover, er kommunenes praktisering av disse forskjellig. Det er altså en del andre forhold som påvirker kommunenes praksis. Strandsoneforvaltningen er et eksempel på en slik sak. Enkelte kommuner kritiserer staten og mener de er for rigide i forhold til strandsoneforvaltningen. Andre kommuner prøver å følge opp nasjonale føringer etter beste evne, men kommer da i klammeri med lokale aktører. Det finnes flere eksempler på slike problemområder, noen av disse blir nærmere beskrevet nedenfor.

2.2.2 Lovgrunnlaget i miljøforvaltningen - Fire problemområder biologisk mangfold bygging i strandsone og LNF-områder og motorferdsel i utmark

Oppgavene innen den kommunale miljøforvaltningen er mange. Jeg har derfor valgt å avgrense oppgaven til å gjelde kommunens saksbehandlingspraksis av følgende fire problemområder: bevaring av biologisk mangfold, bygging i strandsonen, bygging i Landbruk, natur og friområder (LNF) og motorferdsel i utmark. Som lokal forvaltningsmyndighet har kommunene et særlig ansvar for å følge opp de retningslinjer og bestemmelser som blir gitt slik at nasjonale mål nås.

I dag har Norge en relativt omfattende miljølovgeving, det er flere ulike lover som skal sørge for at miljøhensyn ivaretas. Disse lovene baseres på ulike normative virkemidler som kan brukes i miljøretten. Det ene er innføring av pliktregler, dvs. regler som forbyr eller påbyr visse handlinger. En del andre lover er bygd opp slik at det i utgangspunktet er totalforbud, men så kan man søke om dispensasjon fra disse, dvs. de bygges på enkeltvedtak i den enkelte sak (Røhnebæk 1995). Når det gjelder kommunens arealutnyttelse som står meget sentral i denne studien er det særlig plan- og bygningsloven (Pbl) av 1985, som er av betydning, denne vil derfor bli beskrevet mer nærmere.

Biologisk mangfold

Biologisk mangfold omfatter alt mangfoldet av liv på jorden og forklares som: *Det mangfoldet av liv, det vil si planter, dyr og mikroorganismer, deres arvestoff og de samfunn de danner i samspill med hverandre og det ikke-levende miljøet* (Krebs 2001). Omlag 45 arter er utryddet fra norsk natur i løpet av de siste 50 årene, og nærmere 500 arter anses som truet eller sårbare (Internett. Artsbanken.no). Mangfoldet i Norge er på mange måter spesielt verdifullt globalt sett. I Norge går yttergrensen for en rekke europeiske arter. Eksempler på dette er blant annet villreinen og fjellreven, som begge lever under sterkt press. Norge er også rik på naturtyper, med høyt spesialiserte arter som man ikke finner mange andre steder i verden. Den boreale regnskogen (kystnær barskog) i deler av Midt-Norge er et eksempel på en slik sjelden, artsrik og utsatt naturtype, som ellers i Europa bare finnes i små områder i Skottland og Irland. Deler av den boreale regnskogen i Midt-Norge ble fredet som naturreservater i 2001 (Direktoratet for naturforvaltning 1998).

Tap av biologisk mangfold blir sett på som en av de største miljøtruslene vi har i dag. På 1970-1980 tallet ble forurensing som sur nedbør ansett for å være den viktigste faren mot

biologisk mangfold i Norge. I dag er det de fysiske inngrep og endret arealbruk i betydning stadig økt arealbruk som antas å være den største trusselen mot biologisk mangfold. (St meld nr 21. 2004-2005). Den mest virkningsfulle måten å ta vare på det biologiske mangfoldet er derfor å bevare og sikre planter og dyrs leveområder. Likevel ser vi at storsamfunnet stadig eter seg inn i villmarkspregede områder. Områder med urørt villmark er Norge nesten alene om å ha i et tett befolket og sterkt urbanisert Europa. Men andelen villmarkspregede områder (områder mer enn 5 km fra tyngre inngrep) er redusert fra 48 % omkring 1900, til bare litt over 11 % av Norges samlede landareal i 2000. Fortsetter denne tendensen vil villmarksområdene være helt borte i løpet av de neste 15 årene (Internett:Artsbanken.no). Redusert biologisk mangfold gjør naturen mindre robust mot endringer, og på sikt kan en slik bruk av naturen undergrave grunnlaget for en bærekraftig utvikling og redusere menneskenes livsgrunnlag og livskvalitet. Tap av biologisk mangfold er dermed en trussel for Verdenskommisjonens målsetning om en bærekraftig utvikling. På bakgrunn av dette har Norge, sammen med flere andre land forpliktet seg til å stanse tapet av biologisk mangfold. Dette skal skje innen 2010 (St meld nr 21. 2004-2005).

Konvensjonen om biologisk mangfold legger føre-var-prinsippet til grunn for å begrense eller hindre vesentlig reduksjon eller tap av biologisk mangfold. I dette ligger det implisitt at man må ta høyde for biologisk mangfold i all kommunal planlegging, da det i stor grad er kommunene som er tillagt mye av forvaltningsansvaret. Kommunene kan gjennom sin myndighet etter plan- og bygningsloven, men også gjennom vilt-, fiske, motorferdsel landbruks- og kulturminne lovgivningen, regulere bruk og vern av biologisk mangfold. I tillegg til å sikre biologisk mangfold skal disse reguleringene også sikre allmenne interesser som blant annet friluftsliv.

Bygging i strandsone og LNF- områder

Arealkonfliktene i strandsoner og LNF - områder har i mange år vært et problem i forhold til at det stadig blir mindre arealer igjen som egner seg for friluftsliv og leveområder for planter og dyr. Kommunenes arealdisponering er dermed avgjørende både for bevaring av biologisk mangfold og utøvelsen av friluftsliv. Friluftslivet har en sentral plass i Norge og vi har derfor en allemannsrett/ Friluftsløven som sikrer alle fri adgang til umarksområder, enten disse er i privat eller offentlig eie. Formålet til loven er: *Å verne friluftslivets naturgrunnlag og sikre allmennhetens rett til ferdsel, opphold m.v. i naturen, slik at muligheten til å utøve friluftsliv som en helsefremmende, trivselskapende og miljøvennlig fritidsaktivitet bevares og fremmes*

(*friluftsloven §2*). Tross i disse bestemmelsene hindres adkomsten til naturområder av bygging og andre inngrep.

Hele 80-85 prosent av Norges areal er områder som etter plan-og bygningsloven betegnes som LNF-område (Skjeggedal m. fl. 2001), det vil si områder som er klassifisert som landbruks, natur og fritidsområder (§20 nr 2). I følge Skjeggedal (2001) blir LNF-områdene ofte betraktet som en slags restkategori som ligger mellom vern og utbygging.

Utbyggingsområder omfattes av plan og bygningsloven og verneområdene av naturvernloven. LNF-områdene kan derimot på mange måter karakteriseres som ”regimets slagmark”. Her møtes mange ulike forvaltningsregimer, alle med hver sine aktører og spilleregler (Skjeggedal m.fl. 2001). Landbruk- natur- og friluftsinnteresser kan i utgangspunktet være nokså fravikende fra hverandre. Når man likevel har valgt å plassere disse i en felles kategori gir det grobunn for interessekonflikter.

Når det gjelder strandsonen så er en stor del av Norges bebyggelse lagt til kysten, både næringsbebyggelse, boligbebyggelse og fritidsbebyggelse. Det er derfor knyttet mange interesser til denne delen av landområdene. Den høye byggeinteressen har etter hvert ført til at vi har fått et stort byggepress mange steder. Bygging i strandsonen har derfor vært regulert siden 1954. I dag er det plan og bygningsloven § 17-2, som gir et generelt forbud mot bygging i 100 meters beltet langs sjøen. Tilsvarende bestemmelser kan også innføres langs vassdrag etter § 20-4 andre ledd. Tall fra statistisk sentralbyrå viser imidlertid at det fortsatt bygges mye i strandsonen, både i henhold til kommunenes reguleringsplaner men også i form av dispensasjoner fra det generelle byggeforbudet. Denne byggeaktiviteten har ført til at Miljøvernminister Helen Bjørnøy har varslet om strengere restriksjoner og kommunene har fått pålegg om å innskjerpe sin dispensasjonspraksis og forhindre nedbygging av strandsonen (St.meld. nr 21). *Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand*(2004- 2005). Kommunenes viktigste redskap for styring og utvikling av både strandsonen, LNF- områder samt bevaring av biologisk mangfold gjennom arealplanlegging er plan og bygningsloven. Siden plan- og bygningsloven er en prosesslov, har den stor betydning både for konkrete vedtak men og arbeidsmetodikk. Det gis derfor en kort orientering om noen prinsipielt viktige punkter i plan- og bygningsloven.

Plan-og bygningsloven (Pbl) 1985 – et redskap for å bevare biologisk mangfold, strandsonen og LNF-områder.

Plan-og bygningsloven omfatter både kommunens oversiktsplanlegging og detaljplanlegging. Kommunestyret har det overordna ansvaret for kommuneplanleggingen og arbeidet med reguleringsplaner (§ 9-1), mens rådmannen og hans ledergruppe har det administrative ansvaret (§9-2). Formålet med bestemmelsene i plan- og bygningsloven er at planlegging etter loven skal gi grunnlag for vedtak om vern av ressurser, og om utbygging. Kommunene skal forvalte arealene i kommunen på den måten som er mest gunstig ut fra en samfunnsmessig helhetsvurdering §2. For å sikre at en slik helhetsvurdering ivaretas sikrer loven en samordning av statlig, fylkeskommunal og kommunal virksomhet. Selv om kommunene står selvstendige i sitt planarbeid, må de følge de nasjonale retningslinjer som blir gitt. Slike bestemmelser er rettslig bindende og dersom kommunen ikke følger opp disse, har statlige fagmyndigheter innsigelsesrett (§§ 15, 20-5 og 27-2). I tvistesaker vil det til slutt være miljøverndepartementet som tar den avgjørende beslutning. Plan-og bygningsloven stiller også krav om folkelig innsyn og deltakelse. Dette sørger for at berørte parter får mulighet til å delta aktivt i planprosessen. Myndighetene er også forpliktet til å offentliggjøre planene, slik at alle berørte parter og publikum i sin alminnelighet har anledning til å uttale seg før vedtak blir fattet (§16).

Plan og bygningsloven og bevaring av biologisk mangfold

Dersom kommunen ønsker at det skal tas spesielle hensyn til bestemte naturområder, har kommunen full anledning til å regulere slike områder spesielt til naturvernformål i en egen reguleringsplan, (§ § 20-4 1. ledd og 25 nr 6). Slike områder kan videre sikres ytterligere ved at kommunen danner buffersoner som er regulert som Landbruks-, natur- og friluftsområde (LNF område) i kommuneplanens arealdel, jf pbl § 20-4. 1 ledd 2 pkt. Når et areal angis som LNF-område i kommuneplanens arealdel er hensikten å markere at arealet i utgangspunktet ikke skal bebygges og at det gjør seg gjeldende natur- og friluftsinnteresser der. Dette kommer imidlertid også litt an på om reguleringen ikke kolliderer med landbruksinteresser. I LNF-områdene er det kun tillatt å oppføre bygninger som er tilknyttet stedbunden næring. Det betyr at all byggevirksomhet i LNF- områder som ikke faller under dette begrepet, krever søknad om dispensasjon etter plan- og bygningsloven § 7 dispensasjon. Unntak fra dette er områder der det tillates spredt utbygging for boliger, hytter og for ervervelse for andre formål enn jordbruk med hjemmel i § 20-4 annet ledd bokstav c.

Dispensasjon Pbl §7

Kommunens vedtatte arealplan skal være sterkt retningsgivende for all virksomhet i kommunen. Kommunene har likevel mulighet til å gi dispensasjon i henhold til Pbl § 7. Med dispensasjon i plan-og bygningsloven menes tillatelse til i enkelttilfeller å fravike bestemmelser eller planer gitt i, eller i medhold av loven til gunst for søker (Røhnebæk 1994). Dispensasjoner representerer utbygging som ikke er planlagt av planmyndighetene. Arealplanen er kommet til gjennom en lang og krevende prosess der man har hatt en konkret vurdering av hvert enkelt område. Under planprosessen har ulike hensyn og interesser blitt vurdert og ved hjelp av høringer har andre instanser og enkeltpersoner hatt mulighet til å komme med merknader og ideer. Det presiseres derfor i forarbeiderne til loven at ” *de ulike bestemmelser og planer har som oftest blitt til gjennom en omfattende beslutningsprosess. Det skal derfor ikke være en kulant sak å fravike disse* ” (Ot. Prop. nr 56. 1984- 1985). Lovens krav for å kunne gi dispensasjon, er at det i den konkrete situasjonen foreligger en overvekt av hensyn til fordel for søker som taler for å fravike gjeldende bestemmelse, utover dette er det i første rekke samfunnshensyn som skal ivaretas i en eventuell dispensasjonsavveining (Røhnebæk 1994). For at slik dispensasjon skal kunne gis stiller loven krav om at det skal foreligge ”*særlige grunner*”. Hvorvidt det foreligger særlige grunner beror på en skjønnsmessig helhetsvurdering basert på forholdene i den konkrete sak. Disse forholdene må ses i forhold til formålet med den aktuelle bestemmelse og de offentlige hensyn den skal ivareta. For eksempel er formålet med bestemmelsene i plan- og bygningsloven § 17-2: Forbud mot bygging i 100 metersbeltet, tuftet på hensynet til allmennhetens ferdsels- og friluftsinnteresser, landskapsinteresser samt verneinteresser. Jonsrud (2003) og Ørum (2004) påpeker betydelige definisjonsproblemer rundt begrepet særlige grunner, fordi det har vist seg at flere jurister er uenige om tolkningen av begrepet, samtidig som staten ikke har vært entydig nok. Kravet til særlige grunner blir ofte ikke vurdert godt nok, eller at vekten av grunner som taler for en dispensasjon ikke er nok i forhold til planen eller de interessene man dispenserer fra. I følge Ørum (2004) virker det som om det er en utbredt oppfatning at så lenge minstekravet om at de interesser en plan eller bestemmelse skal ivareta ikke blir skadelidende, så er kravet til ”særlig grunn” innfridd. Ut fra disse erfaringer er det mye som tyder på at tolking av begrepet ”særlig grunn” er vanskelig og det er tydelig at kommunene trenger klare føringer om hvordan dette regelverket skal tolkes.

Motorferdsel i utmark

Med motorferdsel menes bruk av kjøretøy (bil, traktor, motorsykkel, beltebil, snøscooter o.l.) og båt eller annet flytende eller svevende fartøy drevet med motor, samt landing og start med motordrevet luftfartøy (motorferdselsloven §2). Kommunenes praktisering av motorferdselloven er av stor betydning både for biologisk mangfold og utøvelsen av friluftsliv. Motorisert ferdsel i utmark gir stor slitasje på vegetasjon, og kan i verste fall medføre store terrengskader som det tar lang tid å lege. I tillegg medfører slik trafikk mye forstyrrelser av dyrelivet, og kommer ofte i konflikter med det tradisjonelle friluftslivet.

Motoriserte framkomstmidler i utmark og vassdrag tjener i mange tilfeller åpenbare nytteformål som for eksempel i landbruket og anleggsvirksomhet, vi har imidlertid sett en tendens til at motorkjøretøy i økende grad også blir nytt til andre formål. Snøskuteren ble introdusert på 1960-tallet og ble da særlig benyttet som hjelpemiddel i reindrifta. Fra tidlig på 1970-tallet ble snøskuteren også tatt i bruk i forbindelse med friluftsliv, noe som har resultert i en formidabel økning av antall snøskutere. I følge Statens vegvesen besto den totale motorparken med beltemotorsykler (snøskutere) i 2006 av 58 327 kjøretøyer. Sett i forhold til tallene fra 2000 utgjør dette en økning på over 10 000 kjøretøyer på 6 år. Økningen er spesielt stor i de nordligste fylkene (Internett:Statens vegvesen.no). I tillegg til snøskuteren har også salget og bruken av terrenggående fire-hjulinger (ATV) eksplodert de siste årene. Salgstallene for ATV-kjøretøy (all terrain vehicle/barmarkskjøretøy) hadde en økning på 270 prosent fra 2000 til 2004 (Skauge 2004). I takt med økt antall kjøretøy øker også bruken og antallet på ulovlige kjøring. I følge politiadvokat Høviskeland ved ØKOKRIM er denne utviklingen et problem. I takt med antall kjøretøyer vokser også antallet ulovlige kjøring og dermed også skader i naturen (Høviskeland 2003).

All motorferdsel i utmark reguleres gjennom motorferdselsloven av 1977. Formålet med loven lyder slik: *Ut fra et samfunnsmessig helhetssyn å regulere motorferdselen i utmark og vassdrag med sikte på å verne om naturmiljøet og fremme trivselen* (§1). Hovedregelen er at all motorferdsel i utmark er forbudt, jmfør § 3 forbud mot motorferdsel i utmark og vassdrag. Loven gjør unntak fra dette forbudet når det gjelder nytteformål med hjemmel direkte i lovens § 4. Kommunene har imidlertid gjennom lovens § 6 anledning til å gi dispensasjon, fra lovens generelle kjøreforbud, når *særlige grunner foreligger*. Kommunenes dispensasjonspraksis beror dermed i stor grad på skjønnsutøvelse. Det har i følge Skår og Østdahl (2005) medført at det er et betydelig sprik mellom intensjonene i loven og måten enkelte kommuner håndhever

den. I Norges har dette ført til en svært ulik praksis rundt om i de forskjellige kommunene. Dette har blant annet medført at Naturvernforbund i Finnmark har anmeldt flere kommuner for det de mener er overtredelse av motorferdselloven. I følge Statistisk sentralbyrås beregninger fra 2005 er kanskje denne kritikken berettiget da statistikken viser at ni av ti får dispensasjon for kjøring i utmark (Internett: Statistisk sentralbyrå).

Bevaring av biologisk mangfold og sikring av friluftsområder har vært viktige satsningsområder for regjeringen i de siste stortingsperiodene. Kommunene har derfor mottatt tildels sterke signaler om innskjerpinger både for motorferdsel i utmark og nedbygging av viktige naturområder. Likevel er ikke praksisen rundt om i kommunene tilfredsstillende. Spørsmålet som stilles i denne studien er om dette kan ha noe med kommunens miljøfaglige kompetanse å gjøre. For å kunne trekke noen slutninger rundt dette, må man imidlertid vite hva som ligger i begrepet kompetanse.

2.3 Kompetansebegrepet

Nedbyggingen av miljøvernlederstillingene kan ha ført til et direkte tap av kompetanse i form av miljøvernlederen som person, noe som i sin tur kan svekke organisasjonens kompetanse i sin helhet. Men hva skal egentlig til for at en person eller organisasjon skal kunne kalle seg kompetent?

2.3.1 Kompetent eller inkompetent?

I følge Lai (2004) er en person kompetent *når det er samsvar mellom kompetansekravene og en persons kompetanse*. I motsatt tilfelle vil vi si at vedkommende er inkompetent i den sammenhengen det gjelder – uansett hvor kunnskapsrik, evnerik og dyktig denne personen måtte være isolert sett i andre sammenhenger (Lai 2004). Inkompetanse assosieres gjerne med manglende eller for lav (underkompetanse) kompetanse, men kan også implisere for høy (overkompetanse), feil eller uegnet kompetanse. I følge dette, er det å være kompetent altså ikke ensbetydende med å ha høy kompetanse, men at man har en anvendbar og verdifull kompetanse i forhold til de krav som stilles. Inkompetanse i form av lav kompetanse innebærer at det er behov for kompetanseheving, mens feil eller uegnet kompetanse medfører behov for ny kompetanse (Lai 2004).

2.3.2 Kompetansebegrepets innhold

Dersom man forsøker å finne en noe klarere definering av begrepet ser man raskt at dette ikke er uproblematisk. Det eksisterer mange ideer og tanker om kompetanse, men i følge Nordhaug er fagfeltet såpas ungt at det fins få avklarte diskusjoner om begrepets innhold og avgrensinger (Nordhaug 2003). Kompetanse som begrep kan derfor fremstå som noe vagt og uavklart. Selve begrepet ”kompetanse” stammer opprinnelig fra den latinske termen "*competentia*" som betyr: *Å være funksjonsdyktig eller å ha tilstrekkelig kunnskap, vurderingsevne, ferdigheter eller styrke til å utføre oppgaver og oppnå ønskede resultater* (Lai 2004). Ut fra denne termen ser vi igjen at det å være kompetent og inneha kompetanse knyttes direkte opp mot bestemte oppgaver og aktiviteter, noe som også følges opp av Sternberg som sier at kompetanse ikke kan sees atskilt fra oppgaven som skal utføres, situasjonen utøveren befinner seg i og utøveren selv (Sternberg & Kolligian 1990).

2.3.3 Komponentene i kompetansebegrepet

Kompetansebegrepet presiseres gjerne ved å dele opp begrepet i flere komponenter. Dette synliggjør begrepet bedre, men det må likevel presiseres at det er viktig å se elementene i sammenheng med hverandre, slik at de danner en helhet. De ulike bidragsyterne har imidlertid noe ulik inndeling av disse komponentene, men de fleste ser ut til å være enige om at *kunnskaper, ferdigheter* og *evner* er de mest sentrale komponentene i kompetansebegrepet på individnivå.

Evner viser til grunnleggende egenskaper og forutsetninger i form av personlighet og mentale ressurser. Evnene representerer et individs potensial i form av stabile egenskaper, kvaliteter, talenter og andre trekk som påvirker muligheten for å utføre en oppgave og for å tilegne seg og anvende nye kunnskaper, ferdigheter og holdninger (Lai 2004).

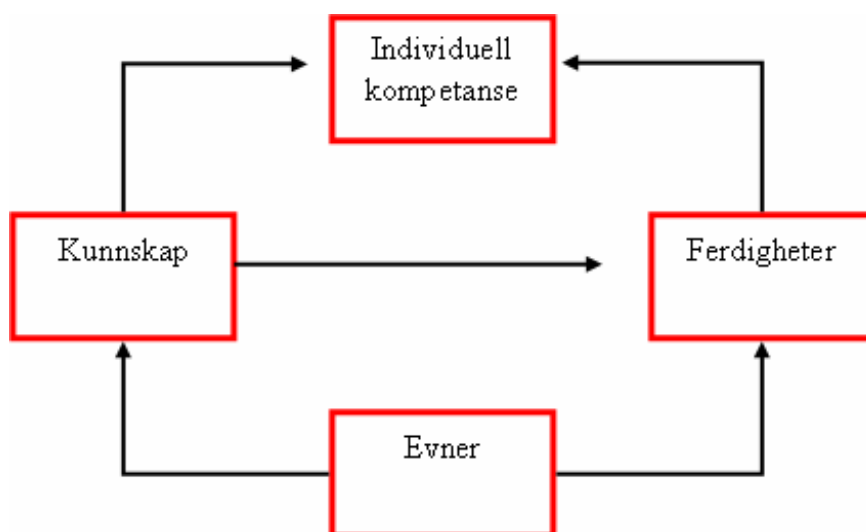
Ferdigheter dreier seg om ”å kunne gjøre”. I følge Dalin kan ferdighetene deles inn i teknisk, kognitiv eller sosial art. Tekniske ferdigheter er evner til å utføre noe med kroppen, kognitive ferdigheter er evnen til å analysere, og sosiale ferdigheter er evne til å samhandle med andre mennesker (Dalin 1999). Ferdigheter er den kompetansekompenten som er nærmest knyttet til konkret, praktisk handling og som dermed kan være enklest å måle (Lai 2004).

Kunnskap kan deles inn i to hovedkategorier, eksplisitt (kodifiserbar) kunnskap og taus kunnskap. *Eksplisitt kunnskap* er erfaringer og kunnskap som man kan redegjøre for og

formidles verbalt til andre fordi den formuleres relativt lett ved hjelp av ord, tall og symboler, og den kan digitaliseres. *Taus kunnskap* ble første gang lansert av Michael Polanyi og senere gjort kjent av Thomas Khun. Den tause kunnskapen er forankret i handling (praksis) og er koblet til konkrete kontekster. Den kommer dermed til uttrykk gjennom hvordan en medarbeider løser sine oppgaver, men som han eller hun ikke klarer å redegjøre for. Taus kunnskap er derfor vanskelig å kommunisere til andre som informasjon, og den kan vanskelig digitaliseres (Polanyi 2000).

Disse tre kjernekomponentene har man altså klart å enes om i litteraturen. Det hersker imidlertid noe større uenighet om også holdninger, i betydning meninger, innstillinger og verdier, bør inngå som en komponent i kompetansebegrepet (Lai 2004). Lai (2004) og Dalin (1999) argumenterer for at holdninger er en viktig komponent i kompetansebegrepet da holdninger er innstillinger som styrer en persons forståelse av omverdenen. De vil derfor ha direkte innvirkning på hvordan oppgaver utføres (Lai 2004). Nordhaug (2003) på sin side mener at motivasjon, engasjement og holdninger et uttrykk for hva individet er villig til å gjøre, mens kompetanse uttrykker hva individet er i stand til å gjøre. Holdninger er i følge Kaufmann & Kaufmann (1998) muligens et enda mer komplisert og sammensatt begrep enn kompetanse. Holdninger som begrep innehar tre komponenter (ABC-modellen) affekt/følelser, atferd (behavior) og kognisjon (cognisjon) (Kaufmann & Kaufmann 1998), og blir ofte forklart som en lært tilbøyelighet til å reagere gjennomgående positivt, negativt eller nøytralt på et objekt (Internett: Sander 2007). På grunn av begrepets kompleksitet velges Nordhaug (2003) sin definisjon av kompetanse, figuren nedenfor illustrerer kompetansebegrepet med kjernekomponentene evner, kunnskap og ferdigheter og samspillet mellom disse.

Personlig kompetanse



Figur 2.1: Nordhaugs modell for individuell kompetanse med kjernekomponenten; evner, kunnskap og ferdigheter (Nordhaug 2003).

2.3.4 Kompetansebegrepet brukt på organisasjonsnivå- sett opp mot personlig kompetanse, innflytelse, integrering og samarbeid

Ovenfor er det redegjort for kompetansebegrepet på personnivå, i denne sammenhengen vil det si miljøansvarlige sin kompetanse. På bakgrunn av nedskjæringene av miljøvernlederstillingene tar denne studien sikte på å se på hvilken betydning dette har for miljøkompetansen i kommunens som helhet. Kompetansebegrepet må derfor også forklares ut fra en organisasjons ståsted, med vekt på betydningen av innflytelse, integrering og samarbeid har på organisasjonens kompetanse.

Organisasjonens kompetanse

En organisasjons kompetanse defineres derfor som: *Summen av kompetanse organisasjonen disponerer gjennom sine medarbeidere* (Lai 2004). Også på organisasjonsnivå betraktes kompetanse ut fra sammenfallet mellom organisasjonens mål og skikkethet. I følge Nordhaug (2003) er en organisasjons kompetanse sammen med andre ressurser, som organisasjonsledelse, kultur, rutiner, teknologi og så videre, en av organisasjonens innsatsfaktorer. Det som gjør en organisasjon kompetent er sammensetningen av slike ressurser og anvendelsen av disse (Nordhaug 2003). Nordhaug definerer derfor organisatorisk kompetanse som: *Den sammensetningen og anvendelsen av ressurser som gjør virksomheten i stand til å utføre verdiskapende aktiviteter og derigjennom betjene sine kunder på en formålstjenelig måte.*

Styring og bruk av kompetanse i organisasjoner: Innflytelse, integrering og samarbeid

Kompetanse og verdien av denne, er betinget av organisasjonens krav og dermed bruksverdien i praksis. *Organisasjonens kompetansebeholdning, det vil si den kompetansen som er tilgjengelig, anvendbar og verdifull, er et av organisasjonens mest sentrale aktiva for å sikre verdiskapning* (Lai 2004). I organisasjonssammenheng er det vesentlig at man ikke bare tar høyde for kompetansebeholdningen, men også ser på anvendelsen av kompetanse sett i forhold til overordnede mål og behov (Lai 2004). Av denne definisjonen fremgår det at kommunens evne til å utnytte eksisterende kompetanse også er avgjørende for kompetansenivået i organisasjonen. Videre viser det at personer med fagkompetanse også bør ha innflytelse innenfor sitt ansvarsområde, dette underbygges også av Sander (2007) som sier at kompetanse etter juridisk språkrett betyr; *å ha rett til å treffe beslutninger på et område, men ikke at man har enerett* (Internett Sander 2007). I følge Bandura (1986) har en persons innflytelse og integritet i organisasjonen også stor betydning for den generelle kompetanseutviklingen i organisasjonen. Kompetanse kan bare utvikles i samspill med omgivelsene, da ens egen tro på egen mestringsevne har stor betydning for motivasjon, ytelse og selvfølelse (Bandura 1986). Kompetanse kan derfor bare utvikles dersom den enkelte får støtte i troen på egne evner, har påvirkningsmulighet, anledning til å handle, kommunisere, reflektere og til å prøve og feile.

Integrering og samarbeid et bidrag til kompetanseutvikling?

For å møte nye utfordringer med stadig endrede kompetansekrav, er det nødvendig at organisasjonens ledelse må utvikle en overordnet plan for å analysere og kartlegge deres behov for kompetanse. En slik strategisk satsning på kompetanse har Lai (2004) definert på følgende måte: *Strategisk kompetansestyring innebærer planlegging, gjennomføring og evaluering av tiltak for å sikre organisasjonen og den enkelte medarbeider nødvendig kompetanse for å nå definerte mål* (Lai 2004). For den kommunale miljøforvaltningen sin del skulle desentraliseringen av miljøvernoppgaver tilsi at kommunene også fikk et økt behov for miljøfaglig kompetanse. Da dette behovet ikke er blitt møtt med å øke antall ansatte med miljøfaglig kompetanse, er det et spørsmål om intensjonene om sektorovergripende miljøansvar/ integrering eller samarbeid oppveier for kompetansebehovet.

En slik integrering ville i så fall påkreve en betydelig kompetanseutvikling og kompetanseheving i kommunen, siden det utgjør sentrale virkemiddel for å sikre

organisasjonen og den enkelte medarbeider nødvendig kompetanse (Lai 2004).

Kompetanseheving innebærer at man tilegner seg høyere og mer spesialisert kompetanse, mens kompetanseutvikling kan ha som mål å gi endret eller ny kompetanse, for eksempel endrede holdninger, bredere kunnskaper eller korrigerede ferdigheter (Lai 2004).

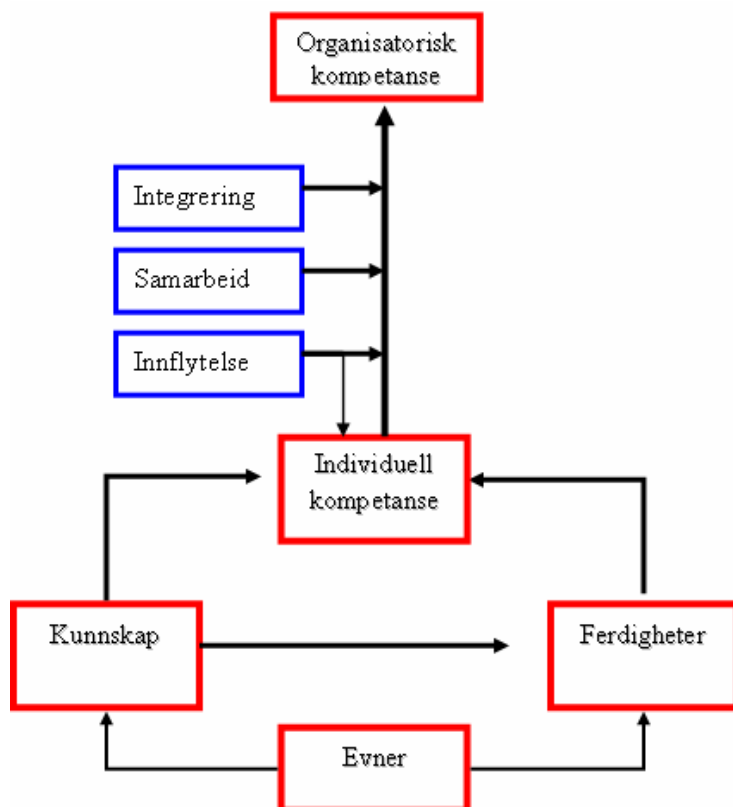
Kompetanseutvikling handler i sin essens om å tilegne seg ny eller endret kompetanse. I forbindelse med strategisk kompetanseutvikling fokuseres det på systematisk kompetanseutvikling i betydning formell læring på den ene siden og tilrettelegging for mobilisering av kompetanse på den andre siden (Lai 2004).

Gjennom strategisk kompetansestyring vil organisasjonen få kartlagt sitt behov for kompetanse og dermed kunne ta stilling til hvilken kompetanse de må ha internt i organisasjonen for å løse sine oppgaver på en tilfredsstillende måte, samt hvilken kompetanse de kan kjøpe eksternt. Anskaffelse av kompetanse kan skje på flere måter, blant annet gjennom rekruttering av nye medarbeidere, ved å samarbeide med organisasjoner, eller ved å skaffe bistand fra eksterne kompetansesentra (Lai 2004). Innen vestlig bedriftsorientering er det i dag en trend i retning av "outsourcing", som betegner en endring hvor intern organisering erstattes av eksterne kontrakter. "Outsourcing" kan betraktes som ledd i en utvikling hvor hierarkisk styrte og integrerte bedrifter gradvis får mindre betydning på bekostning av nettverksorganisering og tettere forbindelser mellom organisasjoner (Nordhaug 2003). I følge Nordhaug viser "outsourcing" til *en endring i organisasjonen av prosesser, aktiviteter, eller funksjoner i virksomhetens verdikonstellasjon, hvor intern organisering erstattes av kjøp av tjenester eller innsatsvarer*. En slik utsetting av oppgaver blir ofte omtalt i positive vendinger som ledd i effektivisering av verdikjeder. Organisasjoner med et stort spekter av oppgaver trenger bred kompetanse og høy kvalitet på en rekke aktiviteter i organisasjonens verdikjede. Det er imidlertid vanskelig for en organisasjon å være like oppdatert og ha god kompetanse på alle områder, og outsourcing kan da være en nærliggende løsning. Slike strategiske samarbeidsallianser blir dannet når to eller flere bedrifter kombinerer ressurser for å nå mål som de ikke kan nå hver for seg. Samarbeid kjennetegnes ved at det etableres ikke delelige tilknytninger mellom organisasjoner (Haugland 2004). Siden poenget med samarbeidet er å nå målsetninger som man ikke kan nå alene, vil organisasjonene gjennom samarbeid knyttes sammen og det etableres avhengighetsforhold, på godt og vondt. For at et slikt samarbeid skal lykkes bør partene ha samme fokus på hva som er deres målsetting, samt at de må ha oversikt over hvordan organisasjonene går overens både strategisk og kulturelt.

2.3.4 Miljøfaglig kompetanse i kommunene.

Kompetansebegrepet innehar kompetansekompomentene evner, kunnskap og ferdigheter. Disse kompetansekompomentene må så sees i sammenheng med de oppgavene personen skal løse (Lai 2004). Som nevnt innledningsvis er miljøforvaltningsfaget et tverrfaglig fagfelt som innbefatter flere fagterminologier innen natur- og miljø, men også politikk, juss, med mer. For å kunne si at man har miljøfaglig kompetanse må man altså kunne si å ha både evner, kunnskap og ferdigheter innenfor alle disse områdene. For å avgrense begrepet er det derfor først og fremst kunnskapskomponenten i kompetansebegrepet som måles. Denne målingen er basert på de miljøansvarlige sin subjektive oppfattelse av egen kompetanse. Videre tas det utgangspunkt i noen av de miljøområdene som kommunene har ansvar for. Med disse forutsetningene er kommunenes miljøfaglige kompetanse i denne studien forklart som: Den kunnskap kommuneansatte og kommunen i sin helhet mener å besitte innen fagområdene forurensning, viltbiologi, naturvern, miljølovgivningen og organisasjonsteori.

Personlig kompetanse blir ofte omtalt som en organisasjons viktigste ressurs, med tanke på at en organisasjons kompetanse er summen av kompetansen til alle de ansatte. Nordhaug 2003 har laget en figur som illustrerer dette. I denne studien er Nordhaugs figur blitt videre utviklet slik at den i tillegg til personlig kompetanse også viser hvordan innflytelse, integrering og samarbeid påvirker organisasjonens kompetanse.



Figur 1.2: Figuren er en videreutvikling av: Nordhaug (2003) sin modell for organisatorisk kompetanse. I tillegg til personlig kompetanse illustreres også at innflytelse, integrering og samarbeid påvirker organisasjonens kompetanse. (Nordhaug 2003).

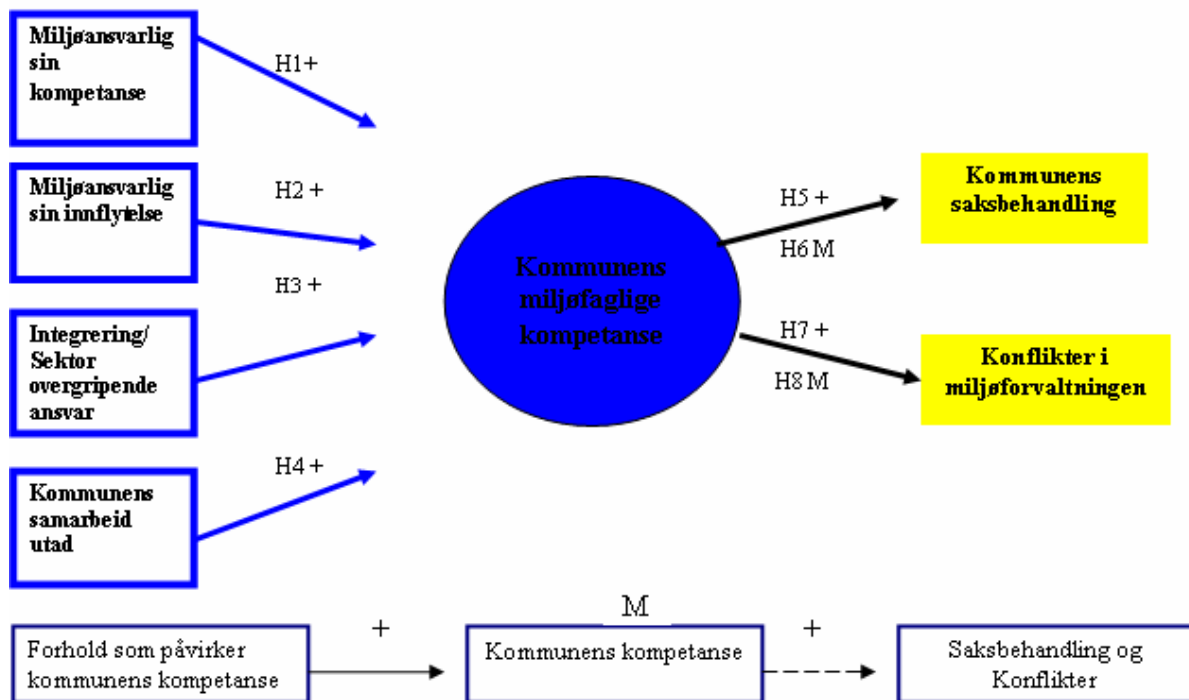
For at personlig kompetanse skal komme til uttrykk i organisasjonen er det i følge både Lai (2004) og Bandura (1986) påkrevd at organisasjonene evner å få frem og få brukt den kompetansen som den enkelte sitter inne med, ved å gi denne innflytelse innenfor sitt saksfelt. Under redegjørelsen for miljøforvaltningens utvikling i kapittel 2.1, kom det imidlertid frem at sektorovergripende miljøansvar/ integrering og samarbeid mellom organisasjoner i stor grad forventes å fylle kompetansebehovet innen miljøforvaltningen. Hvordan disse forholdene faktisk påvirker kommunenes miljøfaglige kompetanse skal vi se mer på i de kommende kapitlene.

3. Undersøkellesmodell og hypoteser

Bakgrunn og det teoretiske rammeverket for denne oppgaven ble presentert i kapittel 2.4 Det danner basisen for den videre drøftingen. Kapittel 2.3 utgjør selve teorigrunnlaget for kompetansebegrepet. Kompetanse står sentralt i denne oppgaven da min hovedmålsetning er å undersøke hva som påvirker kommunens miljøfaglige kompetanse. I tillegg til dette ønsker jeg å se nærmere på hvilken sammenheng det er mellom kommunenes miljøfaglige kompetanse og saksbehandlingen av bevaring av biologisk mangfold, bygging i strandsonen, bygging i Landbruk, natur og friområder (LNF) og motorferdsel i utmark. Interessekonflikter er en av de store utfordringene innen miljøforvaltningen. Jeg vil derfor se hvilke forhold som kan påvirke disse og hvilken betydning miljøfaglig kompetanse i kommunen har å si for konfliktnivået. Med utgangspunkt i tidligere studier har jeg utarbeidet en modell bestående av et sett hypoteser som angår ulike forhold rundt kommunenes miljøfaglige kompetanse når det gjelder saksbehandling og konflikter. Disse hypotesene vil bli presentert i kap 3.2. Først presenteres modellen som danner grunnlaget for videre empirisk testing.

3.1 Presentasjon av modell

For at det skal kunne trekkes noen konklusjoner om miljøforvaltningen i denne studien, er det utarbeidet en modell som danner grunnlaget for empirisk testing. Modellen består av elleve variabler totalt. Gjennom litteraturgjennomgangen er det blitt redegjort for disse. Studiens avhengige variabler består til sammen av sju variabler. Fem variabler som omhandler kommunens saksbehandling innenfor områdene; biologisk mangfold, praktisering av plan og bygningsloven med hensyn til bestemmelser om bygging i strandsone og LNF områder, samt kommunens praktisering av motorferdsel i utmark og to variabler som omhandler konflikter i miljøforvaltningen. Studiens uavhengige variabler er miljøansvarlige sin kompetanse, kommunens kompetanse, integrering, samarbeid og innflytelse. Variabelen kommunens miljøfaglige kompetanse er den mest interessante variabelen i denne sammenheng. Både fordi studien tar sikte på å finne ut hva som påvirker kommunens kompetanse, samt å se hvilken betydning kommunens kompetanse har for utfallet av kommunens saksbehandling og det generelle konfliktnivået rundt miljøforvaltningen. Kommunens kompetanse antas dermed å fungere som en medierende variabel i denne studien. Variablene, antall innbyggere, ressursmangel, og forankring hos lokalbefolkningen er studiens kontrollvariabler.



Figur 2.1: Modellen illustrerer hvordan forhold som påvirker kommunens kompetanse videre antas virke inn på kommunens saksbehandling via den medierende variabelen kommunens kompetanse.

Modellen gir en visuell fremstilling av problemstillingene, og viser hvilke faktorer som skal vektlegges og måles empirisk. Den antatte sammenhengen mellom de ulike variablene, danner grunnlaget for drøfting av hypoteser.

3.2 Argumentasjon og hypotesesetting

Mine hypoteser er utledet med utgangspunkt i teorigrunnlaget som er presentert i de foregående kapitlene. Ved hjelp av det vi vet fra tidligere studier og organisasjonsteori har jeg trukket visse hypoteser som jeg ønsker å teste. Hypotesene presenteres derfor ved å oppsummere fra teorigrunnlaget. Innledningsvis ble studiens problemstillinger presentert, Disse undersøkes nærmere gjennom hypotesene som presenteres i dette kapittelet.

Sammenhengen mellom miljøansvarlig sin kompetanse og kommunens miljøkompetanse

MIK-reformen skulle bidra til å øke kommunenes administrative kapasitet og miljøfaglige kompetanse. Evalueringer av MIK-reformen konkluderer med at man lyktes med dette. Den naturvitenskaplige bakgrunnen til mange av miljøvernlederne bidro til å bringe ny kompetanse inn i kommunene. (Hovik 1991 og Hovik & Johansen 1994). Evalueringene viser at dette blant annet ga en betydelig økt satsning på typiske grønne miljøområder, som utmarksforvaltning, friluftsliv, naturvern og kulturminnearbeid. Det ble også registrert nye

oppgaver innen renovasjon, kildesortering, innsamling og resirkulering. Selv om noen av disse tiltakene er blitt omtalt som såkalte reformeffekter, tror jeg likevel at miljøvernledere/ miljøansvarlige i kommunen kan ha en vel så viktig rolle i dag, som under MIK-reformen. Miljøvernledernes tilstedeværelse viser seg også å være betydelig etter MIK-reformens slutt. I følge Bjørnæs & Lafferty (2000), var det en klar sammenheng mellom det å ha en miljøansvarlig og evnene til å integrere miljøhensyn i planleggingen.

Miljøforvaltningen står ofte ovenfor ulike interessekonflikter, i slike tilfeller vil personer som med miljøfaglig kompetanse, gjennom sin utdanning og erfaring, ha opparbeidet seg en viss ”tyngde” i forhold til eget fagfelt. I tråd med Bandura (1986) sin teori om troen på ens egen mestringsevne, skulle det derfor være lettere for en person med miljøkompetanse å ta upopulære avgjørelser nettopp fordi man har stor tro på sin egen mestringsevne og tør å stå for de avgjørelsene som blir tatt (Bandura 1986). Med støtte i denne teorien og erfaringene fra MIK-reformen tyder dette på at miljøansvarliges kompetanse er av avgjørende betydning for kommunenes miljøforvaltning. Følgende hypotese kan derfor stilles:

H1: Det er en positiv sammenheng mellom miljøansvarliges kompetanse og kommunens miljøkompetanse.

Sammenhengen mellom miljøansvarlige sin innflytelse og kommunens kompetanse

Den store oppslutningen om MIK-reformen skulle tilsi at kommunene var klare for oppgaven med å påta seg et større miljøansvar. En del ting tyder imidlertid på at dette ikke alltid var tilfelle når miljøkravene ble en realitet. Ifølge en studie i Fræna kommune (Kvalvågnes 2003), var miljøvernlederen ansatt for å ta vare på miljøet, men ble samtidig møtt med et krav om å tjene en politikk. Kort sagt skulle miljøvernlederen ta vare på miljøet men innenfor rammen av kommunens prioriteringer. Miljøvernlederen fikk dermed et dilemma der han enten måtte gjøre seg upopulær hos arbeidsgiver eller forsømme sitt fagfelt. Dette gir et konkret eksempel på hvordan miljøpolitikken fungerer/ ikke fungerer i praksis. Som Hovik & Johansen (1994) sa i sin studie så var politikerne positivt innstilt til miljø inntil de ble stilt ovenfor mer konkrete avveininger mellom, miljø, næringsliv og sysselsetting.

Ifølge Bandura (1986) kan kompetanse og troen på egen mestringsevne bare utvikles i samspill med omgivelsene, der den enkelte får støtte i troen på egne evner, har påvirkningsmulighet, anledning til å handle, kommunisere, reflektere og til å prøve og feile

(Bandura 1986). Dersom man føler at ens kunnskap ikke blir tatt til følge eller man føler at ens argumenter blir ignorert, kan dette føre til en undertrykkelse av den enkelte arbeidstaker sine kunnskaper, evner og ferdigheter (Dalin 1999). Slike situasjoner kan lett oppstå dersom det regjerer sterke interessekonflikter internt på arbeidsplassen. Å ha kompetanse betyr etter juridisk språkrett; *å ha rett til å treffe beslutninger på et område, men ikke at man har enerett* (Internett: Sander 2004). I miljøforvaltningssammenheng tilsier dette at miljøansvarlige sine argumenter bør veie tungt når man treffer avgjørelser som angår miljø, fordi han i besittelse av sin kompetanse er den best kvalifiserte til å ta slike avgjørelser. For at miljøkompetansen skal kunne ha den positive effekten på miljøforvaltningens saksbehandling som jeg tidligere har påpekt, forutsetter dette at den som sitter med miljøansvaret også får slippe til og blir hørt på når han kommer med sine anbefalinger. Med utgangspunkt i dette har jeg utarbeidet følgende hypotese:

H2: I kommuner hvor miljøansvarlig har høy grad av innflytelse, vil dette virke positivt inn på kommunens miljøfaglige kompetanse

Sammenhengen mellom integrert miljøansvar i kommunen og kommunenes miljøkompetanse

Under MIK-reformen sto kommunene nokså fritt til å bestemme hvordan miljøforvaltningen skulle organiseres. Hovedsakelig dreide spørsmålet om organisering, om hvor vidt man skulle ha egne miljø sektorer, eller om man burde integrere miljø som et felles ansvar, fordelt på alle sektorer (Hovik & Johansen 1994). Etter at Lokal Agenda 21 forfektet en sektorovergripende organisering av miljøforvaltningen er det stort sett dette prinsippet som er gjeldende i dag. På mange måter er denne løsningen mest naturlig siden miljøproblemenes karakter ofte er både komplekse og grensesprengende, og det er derfor viktig at miljøansvaret integreres på alle nivå både horisontalt og vertikalt. En slik organisering forutsetter imidlertid at det er et godt samarbeidsklima mellom de ulike aktørene, og at man har en organisasjonskultur som prioriterer miljøspørsmål.

Nedbyggingen av miljøvernlederstillingene i kommunene er blitt begrunnet med at miljø er et tverrsektorielt ansvar, og at en egen miljøvernleder derfor blir overflødig. Blant annet skal daværende miljøvernminister Siri Bjerke ha sett på nedbyggingen av miljøvernlederstillingene som *naturlig og et tegn på at miljøspørsmål nå var integrert i kommunenes virksomhet, og at det derfor var naturlig at stillingene ikke lenger ble sett på som nødvendige* (Sitat fra

kommunal rapport 23, april 2001, i Bjørnæs 2002). Her forutsetter man med andre ord at sektoransvaret også skal føre til at alle sektorer/ avdelinger i kommunen har såpass god miljøfaglig kompetanse at de også kan drive saksbehandling innenfor dette området. Dersom dette er tilfellet burde en slik integrering av miljøansvar i alle sektorer også føre til et felles løft av kommunenes miljøfaglige kompetanse. Med bakgrunn i dette har jeg utarbeidet følgende hypotese.

Hypotese 3: Horisontal integrering antas å ha en positiv effekt på kommunes miljøfaglige kompetanse.

Sammenhengen mellom kommunens miljøfaglige kompetanse og deres samarbeid utad/ outsourcing

NPM reformene på 1980 og 1990 tallet, har endret mye av organiseringen i den offentlige forvaltningen, slik at den blir mer lik private bedrifter med høyere krav til måloppnåelse og kostnadseffektivitet. Dette har blant annet ført til at mange kommuner har endret organisasjonsstruktur og funnet nye måter å løse sine oppgaver på. Hvorvidt dette er en av årsakene til at så mange kommuner har fjernet miljøvernlederen er uvisst. Men kanskje kan kommunene ha funnet alternative måter å skaffe seg den kompetansen som er nødvendig. Istedenfor å skaffe kompetanse gjennom rekruttering til egen organisasjon, skaffer man bistand fra ulike kompetansesenter når situasjonen tilsier at det er behov for det. Eller man kan skaffe nødvendig kompetanse ved å samarbeide med andre organisasjoner, det være seg andre kommuner eller interesseorganisasjoner som Norges jeger og fisk, naturvernorganisasjoner og liknende.

Kommunene har som tidligere nevnt et bredt spekter av oppgaver, som krever bred kompetanse og høy kvalitet. Miljøforvaltningen er et eksempel på en slik oppgave. Miljøproblemenes kompleksitet tilsier at det kan være vanskelig å være like oppdatert og ha god kompetanse på alle områder. I slike tilfeller kan det i følge Lai (2004) være at outsourcing/ samarbeid med andre, kan være en nærliggende løsning.

Samarbeid har mange fordeler, men er samtidig svært krevende på flere områder. I et samarbeid forventes det at begge parter skal ivareta begges interesser (Bjørvik & Haukedal 1998). Partene må ha samme fokus på hva som er deres målsetting, samt at de må ha oversikt over hvordan organisasjonene går overens både strategisk og kulturelt (Haugland 2004,

Kaufmann & Kaufmann 1998). Dette medfører dermed et grundig forarbeid slik at alle relevante forhold er avklart. Slunker man unna med dette kan det gi merarbeid, fremfor samarbeid. Samarbeid forutsetter også et gjensidig avhengighetsforhold, der begge parter skal yte på sitt område (Haugland 2004). Gulati (1998) viser til at mange studier har rapportert om at slike nettverk har mislyktes. Årsakene til dette kan være mange, men noen forutsetninger for å lykkes er; fleksibilitet i alliansen, opparbeidelse av tillitt mellom partene, konstruktiv håndtering av konflikter, regelmessig informasjonsutveksling mellom partene, klart oppgatte grenseganger med de ansatte om hvem som har ansvaret for hva og så videre (Gulati 1998). På tross av de mange utfordringene slike nettverk fører med seg ser det ut til at det er nettopp denne type samarbeid Regjeringen Stoltenberg II ønsker å satse på for å heve kompetansen i kommunene. Regjeringen har i samarbeid med Kommunenes sentralforbund (KS) opprettet programmet ”*livskraftige kommuner*” kommunenettverk for miljø og utvikling. Tanken her er nettopp at kommunene skal kunne utnytte hverandres ressurser og kompetanse ved å samarbeide i nettverk. Det er derfor interessant å kunne se mer på kommunenes samarbeidsvaner for å se om slike nettverk fungerer etter intensjonen. Jeg stiller derfor følgende hypotese;

Hypotese 4: Kommunens samarbeid utad/ outsourcing har en positiv effekt på kommunenes kompetanse.

Forhold som påvirker kommunens saksbehandling- sammenhengen mellom kommunenes miljøfaglige kompetanse og saksbehandling

Det fremgår av de presenterte hypotesene at jeg på bakgrunn av tidligere studier og påstander ønsker å teste ut hva som påvirker kommunens kompetanse. Hypotesene tilsier at miljøansvarlige sin egenkompetanse, vellykket integrering av miljøansvar i alle sektorer, kommunenes samarbeid med andre organisasjoner og at miljøansvarlig har høy grad av innflytelse, vil virke direkte positivt inn på kommunens miljøfaglige kompetanse. Dersom disse hypotesene får støtte i analysen, vil jeg videre teste om de forholdene som virker positivt inn på kompetanse videre vil virke positivt inn på kommunens saksbehandling.

H5: Kommunens kompetanse vil ha en positiv effekt på kommunens saksbehandling.

Som reflektert i:

- a. *Kommunens kartlegging av biologisk mangfold*
- b. *Kommunens arbeid med biologisk mangfold*

- c. *Kommunens praktisering av plan og bygningslove*
- d. *Kommunens oppfølging av plan og bygningsloven*
- e. *Kommunens praktisering av motorferdsel i utmark*

Basert på hypotese 1 – 5 kan følgende hypotese stilles:

H6: Kommunens miljøfaglige kompetanse vil ha en medierende effekt mellom kommunens saksbehandling og forhold som antas å påvirke kompetanse.

Forhold som påvirker konflikter i kommunens miljøforvaltning - sammenhengen mellom kommunenes miljøfaglige kompetanse og konflikter

I følge Nordskag (2000) er dragningen mellom ulike diskurser, målsetninger og interessekonflikter den største utfordringen for miljøvernet (Nordskag 2000). I en tid med store utbyggingsinteresser, der folk vil ha hytter både på fjellet og ved sjøen er presset på mange av kommunene stort. Noen vil bygge mens andre vil verne. Enkelte ønsker å benytte seg av motoriserte kjøretøy når de skal ferdes i naturen, mens andre vil holde på et tradisjonelt friluftsliv. Slikt blir det gjerne konflikter av. Slike interessekonflikter er det i stor grad kommunene som må håndtere. Selv om kommunene har et regelverk å forholde seg til vil mange slike saker baseres på skjønn. Dette medfører at kommunene har anledning til å ha en liberal tolkning av lovverket dersom de finner det hensiktsmessig. Liberale tolkninger av lovverket skaper en del konflikter mellom kommunen og øvrige myndigheter samt naturvernorganisasjonene. Disse konfliktene består ofte i at kommunene mener staten overstyrer dem og dermed setter den kommunale autonomien på prøve. I slike tilfeller kan det tenkes at kommune ikke har særlig vilje til å følge pålegg fra staten og dermed treneres også nasjonale målsetninger. Erfaringene fra MIK-reformen viser at tilstedeværelsen av miljøvernlederne var et viktig bindeledd mellom kommunene og statlige organer på regionalt og nasjonalt nivå (Hovik & Johansen 1994, Naustdalslid & Hovik 1994, Naustdalslid 1992 og Hovik 1991). Miljøvernledernes kompetanse førte til at kommunene nå hadde en person som i større grad var mottakelig for de signaler som ble gitt, og dermed sørget for å iverksette tiltak (Hovik & Johansen 1994, Havik m. fl. 2004). Med utgangspunkt i disse erfaringene vil jeg anta at kommunenes miljøfaglige kompetanse vil bidra med å minske konfliktnivået både mellom stat og kommune, men også i kommunen. Jo høyere miljøfaglige kompetanse det er i kommunen, jo bedre innsikt vil det være rundt forhold som angår miljøet, dermed vil det også være en felles forståelse om at miljøhensyn må ivaretas.

H7: Høyere kommunal miljøkompetanse fører til redusert konfliktnivå (antall konflikter) i miljøforvaltningen. Som reflektert i:

- a. Konflikter i kommunen*
- b. Konflikter mellom stat og kommune*

Basert på hypotese 1 til 4 samt hypotese 7 kan følgende hypotese stilles:

H8: kommunens miljøfaglige kompetanse vil ha en medierende effekt mellom konflikter i miljøforvaltningen i kommunen og forhold som antas å påvirke kompetanse.

4. Metode

I dette kapitlet redegjør jeg for de fremgangsmåtene jeg har benyttet for å komme frem til resultatene som presenteres i masteroppgaven. Forskningsmodellen og hypotesene som ble utledet i forrige kapittel danner hovedgrunnlag for valg av undersøkelsesdesign. Jeg vil først med utgangspunkt i kausalitetskriterier drøfte valget av design. Deretter beskrives den empiriske settingen. Deretter greier jeg ut om utvalget, og om selve datainnsamlingen med bruk av spørreskjema. I tredje underkapittel kommer en beskrivelse av datagrunnlaget/ respondentene.

4.1 Undersøkelses design

Valget av design avhenger av problemstillingen og hvor mye kunnskap man har om et område. Både gjennom erfaring fra saksområdet, samt kjennskap til teoretiske studier som identifiserer relevante variabler. Samtidig vil det også være avhengig av hvilke ambisjoner man har med hensyn til å analysere og forklare sammenhenger. Det er vanlig å skille mellom tre hovedtyper design: eksplorativt (utforskende design), deskriptivt (beskrivende design) og kausal (årsak virkning design) (Gripsrud m. fl. 2004).

Som tidligere beskrevet er det særlig MIK-reformen, LA21 og bærekraftig utvikling som er blitt studert innenfor miljøforvaltningen tidligere. Dette vet vi derfor en del om. Bjørnæs & Lafferty (2000) og Bjørnæs (2004) har som jeg har referert til tidligere, gitt oss en klar beskrivelse av ulike kvantitative data når det gjelder antall miljøvernlederstillinger, hvor mye tid som brukes på miljø, LA21 arbeid, geografiske forskjeller og så videre. Det har gått noen år siden disse studiene ble utført, og jeg har derfor valgt å bygge videre på noen av disse funnene for å se hva som er status i dag. En del av disse vil jeg nøye meg med å gi en deskriptiv forklaring. Det vil si at jeg kun gir en beskrivelse av et eller flere begreper og variabler og sammenhengen mellom disse.

Jeg ønsker imidlertid å gå litt dypere ned i materialet. Det teoretiske hovedformålet med studiet er å teste om faktorer som miljøansvarliges kompetanse, innflytelse, integrering og samarbeid har på en effekt på kommunens miljøkompetanse. Videre har studien som hypotese at kommunens kompetanse vil påvirke saksbehandlingen og konfliktnivået i den kommunale miljøforvaltningen. Av den grunn antas kausalitet mellom studienes variabler. Som tidligere beskrevet har jeg plukket ut fire ulike problemområder innenfor saksbehandlingen; biologisk

mangfold, motorferdsel i utmark og kommunenes håndtering av bygging i strandsone og LNF områder. Jeg har dermed flere avhengige variabler som jeg ønsker å få testet. Med utgangspunkt i erfaringer fra tidligere studier har jeg utledet forskningsmodellen som ble presentert i forrige kapittel. Målet med modellen er å få testet de kausale (årsak virkning) forholdene mellom de ulike variablene. Jeg har med andre ord en kausal modell, og for å få testet denne må jeg benytte meg av et kausalt design. Dette gir meg mulighet til å teste om det er kausalitet mellom variablene. Videre kan graden av kausalitet testes ved å manipulere årsaksvariablene. På denne måten kan man finne ut hvorfor det er sammenheng mellom variablene, og hva som kan forklare at noen verdikombinasjoner er vanligere enn andre (Hellevik 1999). Det finnes ulike typer kausale design. For å finne ut hvilken av disse jeg bør benytte, er det relevant å se på noen kriterier for validitet og kausalitet.

Kriterier for validitet og kausalitet

Hvorvidt vi kan trekke konklusjoner fra den empiriske undersøkelsen til teoriplanet er avhengig om målene er *valide*, det vil si om de er gyldige mål for de teoretiske variablene. Validiteten avhenger altså av hva som er målt, og om dette måler det som man hadde til hensikt å måle (Hellevik 1999). For at målene skal kunne være valide må variablene operasjonaliseres. Det vil si at de teoretiske variablene må ”oversettes” til det empiriske planet. Operasjonalisering er altså prosessen med å oversette teoretiske begreper til empiriske mål, og det er de empiriske målene som er våre data (Gripsrud m. fl. 2004).

Cook & Cambell (1979) viser til fire ulike former for validitet: statistisk konklusjonsvaliditet (statistical conclusion), intern (internal validity) begrepsvaliditet (construct validity), og ekstern validitet (external validity). *Statistisk konklusjonsvaliditet* refererer til hvorvidt man kan trekke konklusjoner om kovarians mellom to variabler. *Intern validitet* gjelder i hvilken utstrekning kausaliteten i undersøkelsen holder mål. Hvis en for eksempel påstår at x påvirker y, må man være sikker på at det faktisk er x som er årsaken til variasjonen i y (Cook & Cambell 1979). *Begrepsvaliditet* er av spesielt stor betydning i forbindelse med vitenskaplige undersøkelser, hvor det sentrale er å utforske sammenhenger mellom teoretiske begreper og operasjonaliseringen av begrepet.

Da det aldri lar seg gjøre å få like høy skår på alle validitetsmålinger, må jeg velge ut de som er av størst betydning for denne studien hvor målet først og fremst er å få testet ut en kausal modell. For å påvise kausalitet innebærer dette demonstrasjon av samvariasjon, eliminering av

spuriøse forhold/ isolering og etablering av tidsrekkefølge/ temporaritet (Bollen 1989). I følge Svendsen (2005) bør man i slike tilfeller først og fremst legge vekt på intern validitet og begrepsvaliditet, samtidig som statistisk konklusjonsvaliditet må holdes høy. Det er samvariasjon mellom x og y som vil ha betydning for utfallet av statistisk konklusjonsvaliditet (Mitchell 1985), mens isolasjon og temporaritet er mer relatert til begrepsvaliditet og intern validitet. Eliminering av spuriøse forhold, går ut på at man må teste at isolasjonskriteriet er oppfylt og at variablene x og y er isolert fra annen påvirkning, slik at det ikke er en tredje bakenforliggende variabel som forklarer variasjonen i den avhengige variabelen. Hvis det kontrolleres for virkningen av en mulig tredje variabel slik at kausalt forhold mellom x og y opprettholdes, er sammenhengen ikke-spuriøs eller ikke-maskert. Graden av kontroll med spuriøsitet er et uttrykk for studienes interne validitet (Frankfort-Nachamias & Nachamias 1996). Etablering av tidsrekkefølge eller temporaritet, vil si at årsak x må oppstå eller inntreffe før y i tid. Det er et kriterium det kan være vanskelig å innfri for visse typer variabler, for eksempel en sekvens mellom to latente variabler (Bollen 1989).

Valg av undersøkelsesdesign

Når man anvender kausalt design har man hovedsakelig tre ulike design som man kan benytte. Disse er klassisk/ekte eksperiment, kvasieksperiment og ikke-eksperimentelt feltstudie. Disse studiene har forskjellige styrker og svakheter i forhold til kausalitetskriteriene (Gripsrud m. fl. 2004). Det er særlig muligheten for å oppnå temporaritet som varierer mellom de ulike designene.

Ekte eksperiment innebærer randomisering, det vil si tilfeldig fordeling av deltakerne i eksperiment og kontrollgruppen, manipulasjon av stimuli og posttesting av resultater i alle grupper (Gripsrud m. fl. 2004). Muligheten til å manipulere stimuli gjør at ekte eksperiment er ideelt til å etablere isolasjon og temporaritet, og man får dermed sikret seg høy grad av intern validitet. Ulempen ved ekte eksperiment er behovet for å reprodusere komplekse sosiale forhold i et laboratorium, samtidig som et knapt tidsperspektiv i slike eksperiment gjør det vanskelig å studere variabler som endres sakte over tid (Svendsen 2005), som for eksempel kompetanse og samarbeid og integrasjon mellom ulike etater. For å teste modellen som ble presentert i kapittel 3 er det viktig å se på variasjonen i variablene som blant annet kompetanse, integrering, samarbeid, innflytelse, ressursmangel, konflikter og antall innbyggere. Alle disse skal måles, noe som av nevnte årsaker vil være vanskelig å få til i et

laboratorium. Derfor ansees eksperimentell testing av denne modellen i et laboratorium som uegnet.

Kvasieksperiment er utviklet med ekte eksperiment som utgangspunkt. Kvasi betyr nesten, og et kvasieksperiment mangler minst en av de to egenskapene som kjennertegner et ekteeksperiment enten randomisering eller kontrollgruppe. Kvasieksperimentet får dermed svakere test av kausalitet enn ekte eksperiment (Gripsrud m. fl. 2004). Kvasieksperimentet inkluderer mer enn ett utvalg som ofte studeres over tid, deltakerne i gruppen kan for eksempel tilhøre en kategorigruppe. En annen variant av kvasidesignet sammenlikner to eller flere grupper før og etter introduksjonen av variabelen. Tidsperspektivet gjør at det ikke er mulig for meg å bruke kvasieksperiment som design.

Dermed er det ”ikke eksperimentelt feltstudie”, som står igjen som aktuelt design. *Ikke eksperimentelt* kjennetegnes ved at det utføres i det miljøet fenomenet vanligvis opptrer. Ulempen med dette er at det blir vanskeligere å isolere effekten av modellens stimuli fra andre påvirkninger. Fordelen er at resultatene lett kan overføres til liknende situasjoner (Gripsrud m. fl. 2004).

En mer korrekt beskrivelse av designet i dette studiet er: Korrelasjons- tverrsnittsdesign (Cross- sectional correlation design). Betegnelsen tverrsnitt kommer av at dataene i dette studiet kun måler tilstanden til de ulike variablene på ett tidspunkt, og fordi variablene måles over mange observasjonsenheter. Motsatsene til tverrsnittsdata er tidsserier og paneldata, som ordet tilsier måles tidsserier over tid, ved at spørreskjema sendes ut til en respondent mange ganger. Ved paneldata måler man også over tid men da til flere informanter (Stock & Watson 2006, Kline 1994). At det kalles korrelasjons design kommer av at korrelasjonen mellom de ulike variablene blir studert.

En viktig forutsetning ved bruk av tverrsnittdata, når man ser på hvordan variablene henger sammen er likevekt, systemet må være i ”steady state”. Det betyr at den uavhengige variabelen har virket inn på den avhengige, og at aktørene har gjort sine valg basert på hva som er optimalt for dem, gitt de begrensinger de står ovenfor (Stock & Watson 2006).

Utfordringer ved bruk av korrelasjons-tverrsnittdesign

Isolasjon/ eliminering av spuriøse sammenhenger: Er som sagt den største utfordringen ved bruk av tverrsnittdesign. Dette løser jeg ved å følge Bollens (1989) anbefaling om å tilføre en kontrollvariabel som tredje variabel i en homogen setting. Kontrollvariablene i denne studien er: Antall innbyggere, ressmangel og lokaltengasjement/forankring. Disse blir nærmere beskrevet i kapittel 4,2. Homogen setting er ivaretatt ved at alle respondentene er ansatt i norske kommuner.

Samvariasjon ivaretas ved at korrelasjonen eller en annen samvariasjons koeffisient beregnes mellom uavhengig variabel (x) og avhengig variabel (y) (Bollen 1989). I denne studien vil for eksempel effekten miljøansvarliges egenkompetanse har på kommunens kompetanse beskrives ved en korrelasjons eller regresjonskoeffisient. Samvariasjon i seg selv er ikke ensbetydende med kausalitet, men fravær av sammenhengen falsifiserer antagelsen om kausalitet (Bollen 1989, Frankfor-Nachmias & Nachmias 1996).

Temporaritet: I tverrsnittdesignet måles avhengig og uavhengige variabler samtidig, derav betegnelsen tverrsnitt (Kordahl & Jakobsen 2002). Dette designet oppfyller dermed ikke kravet om temporaritet. Temporaritet kan imidlertid vurderes ved hjelp av teori og logikk (Kordahl & Jakobsen 2002). Det vil si at den teorien som er lagt til grunn for utarbeidelsen av modellen og hypotesetestingen, må brukes aktivt ved vurdering av dataene. Hvilke forklaringer og sammenhenger er mest sannsynlig ut fra allerede eksisterende teori? Her gjør forutsetningen om likevekt seg gjeldene. For eksempel må det være likevekt for å kunne konkludere om kvaliteten på miljøforvaltningen øker eller minsker med økende innflytelse.

4.2 Empirisk setting/ utvalg

Selve settingen for studien er av betydning for studiets interne validitet. For å sikre at de effektene som registreres faktisk er forårsaket av de faktorene som studeres, må eksterne faktorer holdes konstant i størst mulig grad. For å redusere alternative forklaringsvariabler bør det velges en mest mulig homogen setting. Samtidig må det være variasjon i de uavhengige variablene og den avhengige variabelen må også variere i settingen. Dette er av betydning for å kunne trekke gyldige og meningsfulle konklusjoner om samvariasjon, noe som også virker direkte inn på undersøkelsens statistiske konklusjonsvaliditet.

Vi har pr. i dag, 1 januar 2007, 431 kommuner i Norge. Som jeg har beskrevet tidligere er de lokale forholdene i hver enkelt kommune av svært varierende karakter både når det gjelder areal, topografi, geografi og demografiske forhold. Disse forskjellene gjenspeiler seg også i kommuneorganiseringen. Den nye kommuneloven gir kommunene frihet til selv å bestemme sin organisasjonsstruktur, noe som bidrar til at de ulike kommunene og dermed også miljøforvaltningen arbeider under noe ulike rammer i de forskjellige kommunene. Kommunene er med andre ord ingen enhetlig gruppe, noe som byr på en del utfordringer i slike studier. Her kan man velge ut kommuner etter bestemte kriterier, noe som trolig vil gi mer nøyaktige målinger. I mitt tilfelle ønsker jeg å se på en del forhold som ikke er studert tidligere, og jeg ønsker derfor størst mulig bredde i utvalget. Istedenfor å sette opp utvalgskriterier bestemte jeg meg derfor for å sende ut en invitasjon til samtlige kommuner om å delta i min undersøkelse. Med en populasjonsstørrelse på 431 objekter burde dette la seg gjøre. På denne måten var det kommunenes deltagelse som ble avgjørende for det utvalget jeg ble sittende igjen med.

Denne metoden kan imidlertid gi en viss risiko for skjevfordeling i utvalget. Når man sender ut slike spørreskjema må respondentene ha en viss motivasjon for å svare. Selv om jeg har lokket med at alle som svarer skal få tilsendt et sammendrag av resultatene fra undersøkelsen, må det trolig også ligge en viss indre motivasjon for at man skal ta seg bryet med å svare. Det kan derfor tenkes at det først og fremst er kommuner som har ansatt personer med relevant utdanning som svarer, da jeg antar at disse vil ha mest egeninteresse av å svare. Jeg kan også tenke meg at personer som selv har utdanning på høgsolenivå eller høyere, har bedre forståelse for at det er viktig å bidra til slike undersøkelser. Ifølge de studiene jeg har vist til tidligere er det først og fremst småkommunene, samt Nord-Norge og Vestlandet som kommer dårligst ut når det gjelder spisskompetanse. Dersom disse antagelsene er riktige vil det si at det vil være en overvekt av svar fra store og middelsstore kommuner. Mens kommuner fra Nord-Norge og Vestlandet vil være dårligst representert, spesielt kystkommunene.

4.2.1 Måling

Typiske utfordringer innenfor samfunnsvitenskaplige oppgaver som denne er å få målt fenomener som ikke er direkte målbare, det vil si vi opererer med latente variabler (Eikemo & Clausen 2007). I mitt tilfelle vil jeg forsøke å avdekke ulike forhold innen miljøforvaltningen som blant annet kommunenes kompetanse, som er et eksempel på en slik latent variabel.

Målutviklingsprosessen er viktig for å ivareta begrepsvaliditet, slik at man måler det fenomenet man faktisk hadde til hensikt å måle, det vil si graden av det teoretiske begrepet og operasjonelt mål (Reve 1985). En tommelfingerregel for å ivareta begrepsvaliditet er følgende firetrinns prosess: Definere begrepet, avgjøre eventuelle dimensjoner, utforming mål/operasjonalisere og spesifisering av målemodell (Churchill 1979).

Definering av begreper og identifisering av dimensjoner er, gjennom en utførlig gjennomgang av litteratur og teori som er relatert til variablene, redegjort for i teorikapittelet. Trinn tre, utlede variabler er det mest kritiske trinnet. Her skal teori over til operasjonelt nivå, og det kan lett oppstå målefeil. For å unngå målefeil ble spørreskjemaet diskutert med forskere ved Universitetet for miljø og biovitenskap (UMB). I tillegg ble spørreskjemaet presentert for to kommuner, Ås og Vågan kommune. Sammen med disse gikk jeg gjennom hele spørreskjemaet og fikk ved hjelp fra disse rettet opp i spørsmål og begrep som kunne virke utydelige. En del av spørsmålene er også basert på validerte mål fra tidligere studier, dermed minsker faren for målefeil.

En del av spørsmålene er holdningsmålinger. Siden holdninger og oppfatninger er sammensatte fenomener er det vanskelig å måle disse ved hjelp av enkle spørsmål. Jeg har derfor benyttet meg av "Likert-skala" der de fleste spørsmålene i skjemaet ble formulert som utsagn (items), med en svarskala fra 1 til 7. Respondentene ble bedt om å merke av for den verdien som for eksempel gjenspeiler i hvilken grad respondenten var enig eller uenig i de ulike utsagnene. (Gripsrud m. fl. 2004). Bruken av Likert-skala skal sikre at de ulike aspektene man måler er uttrykk for den samme underliggende dimensjonen, det vil si at de ulike utsagnene som vi ber respondentene ta stilling til, bare er ulike empiriske uttrykk for den samme holdningsvariabelen på teoriplanet (Gripsrud m. fl. 2004).

Det siste trinnet i prosessen er spesifisering av målemodell. Det vil si at sammenhengen mellom målene og de latente variablene spesifiseres. Det skilles her mellom formative og reflektive målemodeller. Ved formative målemodeller er det er åpent hvilken sammenheng vi har mellom de operasjonelle variablene, da det er målene som former de latente variablene (Gripsrud m. fl. 2004). Eventuelle korrelasjoner kan være forårsaket av forhold utenfor modellen. I reflektive modeller er det målene som reflekterer den latente variabelen. Indikatorene korrelerer fordi de er forårsaket den latente variabelen. Det skal dermed være en

sterk sammenheng mellom de operasjonelle variablene, siden de påvirkes av samme fenomen (Gripsrud m. fl. 2004). Denne studien består av en refleksiv målemodell.

Avhengige variabler

I dette studiet er det kommunens saksbehandling, samt konflikter i miljøforvaltningen som utgjør de avhengige variablene i datasettet. I kapittel 2.2 er disse nærmere beskrevet, samt at jeg tidligere i litteratur og teorigjennomgangen har argumentert for ulike forhold som skal kunne reflekteres i både saksbehandlingen og i konflikter.

Vurderingene av kommunens saksbehandling er basert på respondentenes subjektive vurderinger i forhold til hvert enkelt spørsmål. Det som karakteriseres som en ”*god saksbehandling*” i denne studien er en forvaltning som bidrar til å nå nasjonale målsetninger innenfor dagens regelverk, og som samtidig bidrar til en bærekraftig utvikling (jfr. kapittel 2). De valgte problemområdene biologisk mangfold, bygging i strandsone og LNF område samt motorferdsel i utmark er alle dagsaktuelle tema. Selv om mye av problemet på disse områdene består i at de håndteres ulikt i de forskjellige kommunene, så har kommunene i tillegg til lovverket klare statlige føringer å forholde seg til. Tolkninger av motorferdselsloven og plan og bygningsloven er blitt presisert, av både miljøverndepartementet og av gjeldende rettspraksis. Når det gjelder biologisk mangfold så har Norge, som tidligere beskrevet i kap 2,2, inngått internasjonale forpliktelser om å stanse tap av biologisk mangfold innen 2010, et arbeid som i høy grad involverer den kommunale miljøforvaltningen. Samtidig er det vedtatt at bærekraftig utvikling er et satsningsområde for Norge. Skal man oppnå denne målsetningen betinger det at kommunene følger de nasjonale føringene som er blitt gitt på alle disse fire problemområdene. Dette er imidlertid områder som er forbundet med en del interessekonflikter både innad i kommunen, men også mellom kommune og stat. Det er derfor interessant å se på både saksbehandling og konflikter som avhengige variabler.

De avhengige variablene som jeg har valgt å teste ut er:

Kommunens kartlegging av biologisk mangfold:

Biokart: Angitt i prosent, i hvor stor prosentandel av kommunen er det foretatt kartlegging av biologisk mangfold: 0,10,20,30,40,50,60,70,80,90,100

Kommunens arbeid med biologisk mangfold:

Biomang: kommunene ble bedt om å svare ja eller nei på følgende spørsmål

- Biomang: Dersom kommunen har karlagt biologisk mangfold har den også:
- Klasifisering: foretatt en klassifisering av arealene?
- Artskart: gjort en kartlegging på artsnivå?
- Hjemmesid: lagt inn kartleggingen av biologisk mangfold på kommunens hjemmeside?
- Naturbase: lagt inn kartlegging av biologisk mangfold i Naturdatabasen (DN)?
- Behandlpla: laget en egen handlingsplan for bevaring av biologisk mangfold?
- Innarb: Innarbeidet biologisk mangfold i kommuneplanens arealdel og reguleringsplanene.

Kommunens praktisering av Plan og bygningsloven med henblikk på strandsone og LNF-områder.

Pblpraksis: kommunene ble bedt om å indikere i hvilken grad de var enig i påstander angående kommunens praktisering av Plan og bygningsloven, på en skala fra 1 til 7, der 1 var svært uenig og 7 var svært enig.

- Pbl1: Kommunen gir ofte tillatelse til bygging av hytter i LNF-områder, dersom de skal nyttes i næringsøyemed (for eksempel reiseliv).
- Pbl2: Kommunen godkjenner ofte forespørsler om bruksendring av landbruksbygg (for eksempel fra naust til fritidsbygg).
- Pbl3: Kommunen har ofte utført nødvendige omreguleringer for å gjøre det lettere for folk å bygge hytter.
- Pbl4: Kommunen har ofte tillatt bygging på gamle setervoller.
- Pbl5: Kommunen har ofte kjøpt opp strandområder for å sikre allmennheten tilgang.

Kommunens oppfølging av Plan og bygningsloven med henblikk på strandsone og LNF-områder.

Pbloppf: kommunene ble bedt om å indikere i hvilken grad de var enig i påstander angående kommunens oppfølging av byggeavslag i henhold til plan og bygningsloven med hensyn på strandsone og LNF-områder. På en skala fra 1 til 7, der 1 var svært uenig og 7 var svært enig.

- Vår kommune følger aktivt opp når folk trosser byggeforbud.

- Kommunen drar ofte på befaringsferde for å skaffe seg en oversikt over de faktiske forhold i kommunen.
- Kommunen sender ofte ut begjæring om at bygg som er ulovlig oppført skal rives.
- Kommunen sørger for riving av bygg som er ulovlig oppført, etter at begjæringer om riving ikke blir fulgt opp.
- Kommunen anmelder ofte ulovlig oppsatte bygg.

Kommunens praktisering av motorferdselloven.

Motorf: kommunene ble bedt om å indikere i hvilken grad de var enig i påstander angående kommunens håndhevelse av motorferdselloven, på en skala fra en til sju, der en var svært uenig og sju var svært enig.

- Motor1: Vår kommune gir ofte dispensasjon for motorisert ferdsel i utmark.
- Motor2: Vår kommune pleier å gi hyttefolk tillatelse til å kjøre til og fra hytta.
- Motor3: Alle funksjonshemmede får generell tillatelse til å dispensere fra motorferdselloven.
- Motor4: Kommunen pleier å gi privatpersoner dispensasjon til å bruke motorisert kjøretøy under høsting (for eksempel bærplukking og elgjakt).
- Motor5: Dispensasjon gis ofte til reiselivsnæringen.

Konflikter rundt miljøforvaltningen i kommunene

konf: kommunene ble bedt om å indikere i hvilken grad de var enig i påstander angående konflikter rundt miljøforvaltningen i kommunen, på en skala fra 1 til 7, der 1 var svært uenig og 7 var svært enig.

- Konf1: I vår kommune er det generelt et høyt konfliktnivå rundt miljøforvaltningen.
- Konf2: Det er store konflikter i vår kommune mellom jordvern og utbyggingsinteresser.
- Konf3: Det er store konflikter i vår kommune mellom friluftsloven/ allemannsretten og andre interesser.
- Konf4: Det er store konflikter i vår kommune mellom kulturminnevern og andre interesser.
- Konf5: Det er store konflikter i vår kommune mellom primærnæringene og de som arbeider for biologisk mangfold.

- Konf6: Det er store konflikter i vår kommune mellom næringsliv og naturverninteresser.

Konflikter mellom stat og kommune, når det gjelder miljøforvaltning.

Stkonf: Respondentene ble bedt om å angi hvor stor grad de oppfatter at det er konflikt /uoverensstemmelse mellom lokale og statlige miljøpolitiske mål på følgende områder:

- Stkonf1: Arealanvendelse.
- Stkonf2: Forurensing (for eksempel avrenning, søppelhåndtering og gifthåndtering).
- Statkonf3: Forvaltning av vilt og fisk.
- Statkonf4: Kulturminneforvaltning.
- Stkonf5: Naturvern (for eksempel, biologisk mangfold, skogbruk, forvaltning av verna områder).
- Stkonf6: Motorferdsel i utmark.

Medierende variabel

Kommunens miljøfaglige kompetanse, er studiets medierende variabel, av dette fremgår det at de uavhengige variablene antas å påvirke de avhengige variablene gjennom denne.

Miljøansvarlig er ikke den eneste i kommunen som arbeider med miljørelaterte saker i kommunen. Mange kommuner har spredt miljøansvaret utover på forskjellige sektorer. Av den grunn er det også viktig å få klarhet i hvordan det står til med miljøkompetansen i kommunen som helhet. For å få svar på dette ble respondentene bedt om å om å komme med sine vurderinger både av sin egen kompetanse men også kommunens kompetanse, innenfor noen bestemte områder I tillegg har jeg også bedt om å få en vurdering av kommunens prioritering av miljøkompetanse i form av antall stillinger i miljøforvaltningen og videreutvikling/kursing innen miljøforvaltning. Dette skulle gjøre det mulig å få kartlagt kommunens miljøkunnskaper.

Selv om jeg her baserer meg på en del subjektive oppfatninger bør disse sammen med miljøansvarliges formelle kompetanse og kommunenes prioritering av miljøkompetanse gi en god indikasjon på kommunens samlede miljøkompetanse. Her må det imidlertid understrekes at slike subjektive meninger alltid vil være forbundet med en viss fare for målefeil. I dette tilfellet vil dette være bundet opp mot hvor god selvinnsikt de ulike respondentene har på sin egen-, og andres kompetanse. Min erfaring er jo mer man lærer, dess mer innser man alt det

man ikke kan og jo mer ydmyk blir man ovenfor det andre kan. Dersom dette er en allmenn tendens kan det være at de med høyest kunnskap undervurderer seg selv, mens de som ikke har like mye kunnskap tar noe lettere på det

Uavhengige variabler

Valg av studiens uavhengige variabler er basert på ulike teorier, prinsipper og erfaringer om hva som skal til for å få en god miljøforvaltning. I denne studien er det spesielt lagt vekt på ulike faktorer som antas å påvirke kommunens saksbehandling gjennom kommunens miljøkompetanse. Variablene antas derfor å være spesielt knyttet opp mot kompetanse. Studiens uavhengige variabler er:

Miljøansvarliges egenkompetanse

I denne studien ble de miljøansvarlige i kommunen bedt om å redegjøre for sin kompetanse. Miljøansvarliges kompetanse blir her målt ut fra formell utdanning (nivå og type), samt antall år med relevant arbeid. Da mye av kritikken mot kommunenes manglende kompetanse først og fremst går på nedbyggingen av miljøvernlederstillingene og dermed tap av formell kompetanse blir ikke annen kompetanse vedkommende måtte ha fra frivillig arbeid, jaktinteresser og liknende medberegnet. I tillegg til dette har jeg også bedt respondentene om å vurdere sin egen kompetanse innenfor bestemte fagområder. Videre i analysene er det miljøansvarliges vurdering av egenkompetanse som vektlegges.

Miljøansvarlige ble bedt om å gi en vurdering av sin egen kompetanse på en svarskala fra 1 til 7 der 1 er svært dårlig og 7 er svært god innen følgende områder.

- Ekomp1: Forurensing (for eksempel avrenning, gifthåndtering og søppelhåndtering).
- Ekomp2: Viltforvaltning.
- Ekomp3: Naturvern (for eksempel biologisk mangfold og forvaltning av verna områder).
- Ekomp4: Arealplanlegging (for eksempel plan og bygningsloven, friluftsløven og grønnstruktur i bebyggelse).
- Ekomp5: Ledelse (for eksempel organisering, medvirkning, samarbeid og konflikthåndtering).
- Ekomp6: Geografiske informasjonssystemer (GIS).

Integrering

Prinsippene for dagens miljøforvaltning er at miljøansvar skal være integrert i alle sektorer/avdelinger i kommuneadministrasjonen, slik at hensynet til miljø skal bli ivaretatt i alle ledd. I denne studien ble derfor kommunene bedt om å redegjøre for hvordan dette fungerer både ved å stille spørsmål om hvordan miljøhensyn ivaretas i andre sektorer i kommunen, men også ved å spørre om forhold rundt det generelle samarbeidsklima i kommunen. I de videre analysene er det hvordan miljøhensyn ivaretas i andre sektorer som måles.

Integrering: De miljøansvarlige ble bedt om å angi i hvilken grad de var enige i følgende utsagn på en skala fra 1 til 7, der 1 var helt uenig og 7 var helt enig:

- Integrering1: Andre kommunale sektorer er flinke til å ta miljøpolitisk initiativ innenfor eget ansvarsområde.
- Integrering2: Andre kommunale sektorer ber ofte om faglige råd og veiledning innen spørsmål som angår miljø.
- Integrering3: Andre kommunale sektorer prioriterer ofte miljø i forhold til sitt eget saksfelt.

Samarbeid

Samarbeid og nettverksbygging er i vinden for tiden. Som jeg tidligere har vist til er dette i miljøforvaltningen blant annet aktuelt gjennom programmet ”*livskraftige kommuner*” kommunenettverk for miljø og utvikling. I denne studien blir kommunene bedt om å redegjøre for om de er tilknyttet dette samarbeidet, eller har andre former for samarbeid med andre organisasjoner. De blir også spurt om hvilke erfaringer de har med denne typen samarbeid. I den videre analysen måles samarbeid, ut fra i hvilken grad kommunene har inngått forpliktende samarbeid med andre organisasjoner.

På en skala fra en til sju, der en er aldri og sju er svært ofte, har kommunen inngått samarbeid med noen av følgende organisasjoner:

- Samarb1: Andre kommuner (interkommunalt samarbeid).
- Samarb2: Etater i stat/fylke (for eksempel fylkesmannen, fylkeskommunen, veivesen osv.).
- Samarb3: Andre sektorer i kommunen (for eksempel, landbruk, teknisk, helse og sosial osv.).

- Samarb4: Frivillige organisasjoner (for eksempel natur og miljøvernorganisasjoner, jeger og fiskeforeninger og grunneierlag).
- Samarb5: Næringslivsorganisasjoner.
- Samarb6: Konsulentfirmaer.

Miljøansvarliges innflytelse

For at miljøhensyn skal ivaretas er det en fordel at den som sitter med fagkompetansen har god innflytelse i alle saker som angår miljø. I denne studien måles dette både opp mot miljøansvarliges innflytelse over kommunens arealplanlegging og miljøansvarliges innflytelse over vedtak som angår miljø. På en skala fra 1 til 7, der 1 er helt uenig og 7 er helt enig, ble de miljøansvarlige bedt om å indikere i hvilken grad de var enige i utsagn som angikk deres innflytelse over kommunens planarbeid og vedtak.

Innflplan: Hvor stor innflytelse har du som miljøansvarlig på kommunens planarbeid (for eksempel kommuneplanen, miljø og ressursplan , La21 planer etc.

- Innflpl1: Jeg har stor innflytelse over kommunens planarbeid.
- Innflpl2: Jeg deltar aktivt når det tas beslutninger om utformingen av kommunale planer.
- Innflpl3: Jeg blir oppmuntret til å komme med forslag til hva kommunens miljødel i kommuneplanen skal inneholde.
- Innflpl4: Få beslutninger blir tatt angående utformingen av kommunens planarbeid uten at jeg har kunnet påvirke beslutningen.

Innflbsak: Dersom de vurderer din egen arbeidssituasjon, hvor stor påvirkningskraft har du på de beslutninger som fattes?

- Innflbs1: Mine faglige råd og anbefalinger er alltid synlige i vedtakene.
- Innflbs2: Mine råd og anbefalinger blir som oftest fulgt.

Kontrollvariabler

Kontrollvariabler innføres i studiet for å ivareta isolasjonskriteriet. Ved bruk av kontrollvariabler kan det være å foretrekke at dette er ”kjente variabler” i den forstand at de innehar informasjon fra tidligere studier. Dette er en fordel fordi det gjør det lettere å forutsi hvordan de opptrer, noe som kan være nyttig i tolkningen av de øvrige resultatene. For øvrig kan det

også være greit å benytte variabler som man ønsker mer informasjon om, men som ikke er inkludert i hypotesene som kontrollvariabler. Kontrollvariablene i dette studiet baseres på begge disse kriteriene. Variablene som innføres som kontrollvariabler er:

Antall innbyggere

Flere tidligere studier viser at kommunestørrelse (målt i antall innbyggere) er avgjørende både for kommunens administrative og faglige kapasitet (Hovik & Steigen 2004, Bjørnæs 2002, Hovik & Myrvold 2001 og Harsheim 1991). Disse studiene er nærmere beskrevet i studiens teoridel. At man har så mange studier som peker i samme retning gjør at variabelen antall innbyggere, er velegnet som kontrollvariabel.

I spørreskjemaet ble respondentene bedt om å angi hvor mange innbyggere det var i deres kommune.

- Antallinnb: mindre enn 3000, 3000-6000, 6000-12 000, 12 000-24 000 eller over 24 000.

Ressurser/ ressursmangel

Mangel på ressurser blir ofte fremstilt som den forklarende årsaken til utilfredsstillende forhold. Slik er det også i kommunenes miljøforvaltning. MIK-reformen bidro til å øke kommunenes administrative kapasitet ved at staten ”betalte” ansettelsen av miljøvernlederen. At miljøvernlederne forsvant med fjerningen av de øremerkede midlene til stillingene, kan være et tegn på at miljø blir nedprioritert dersom ressursene er knappe. Bjørnæs og Lafferty (2000) spurte kommunene hva de anså som de største hindringene i sitt arbeide med Lokal agenda 21. Organisasjonen inkludert økonomi skilte seg ut som den klart mest nevnte forklaringen. Av dette fremgår det at ressursene i miljøforvaltningen vil være avgjørende for aktivitetsnivået. Av dette fremgår det at ressurser både vil være av betydning for kommunenes kompetanse i form av ansettelse av miljøansvarlige, noe som i sin tur trolig vil påvirke kommunes saksbehandling med tanke på både faglig og administrativ kapasitet.

Ressurser: Respondentene ble bedt om å angi i hvilken grad de mente kommunene hadde nok ressurser til å løse sine pålagte oppgaver:

- Ressurs1: Mangel på finansielle ressurser innen miljøforvaltningen hindrer oss i å utføre de aktivitetene vi ønsker.

- Ressurs2: Mangel på menneskelige ressurser innen miljøforvaltningen begrenser utøvelsen av forvaltningen.
- Ressurs3: Miljøforvaltningen i kommunen arbeider under konstant tidspress.

Lokalt engasjement

Fra tidligere studier vet man at lokalforankring, det vil si engasjement fra lokalbefolkningen kan påvirke de beslutninger som fattes. Dette har imidlertid først og fremst vært testet opp mot lokalpolitikere og politisk agenda. Når variabelen lokalt engasjement inkluderes i studiet som kontrollvariabel er det først og fremst for å se om dette kan ha noen påvirkning i administrasjonen når det gjelder saksbehandling og konflikter.

Lokalt engasjement: Informantene ble bedt om å angi i hvilken grad de mente lokalbefolkningen deltok aktivt i kommunens miljøforvaltning:

- Engasj1: Lokalbefolkningen kommer ofte med innspill til kommuneplanen.
- Engasj2: Lokalbefolkningen viser stort engasjement i enkeltsaker.
- Engasj3: Publikum kommer ofte med tips angående ulovlig forsøpling, ulovlig oppførte bygg etc.

4.3 Datainnsamling

For å få belyst problemstillingene på en best mulig måte var det viktig for meg å få et stort utvalg slik at jeg hadde mulighet til å se om det er noen sammenhenger som peker seg ut. Det var derfor naturlig å velge en kvantitativ metode, med bruk av primærdata som jeg selv samlet inn. I tillegg til primærdata har jeg også benyttet meg av sekundærdata med relevant informasjon fra en del tidlige studier som er utført av NIBR, ProSus og Statistisk sentralbyrå.

Kvantitativ metode:

Kvantitativ metode er en forskningsmetode som befatter seg med tall og det som er målbart (kvantiserbart). Fordelen med kvantitativ metode er at den gir bredde i studiet, med mange objekter (her kommunene) og relativt få variabler. Kvantitativ metode skiller seg således fra kvalitativ metode, som er en metode for innhenting av opplysninger hvor man istedenfor å undersøke flest mulig forekomster konsentrerer seg om noen få, og undersøker disse svært grundig. Den kvantitative forskning tallfester resultat, og undersøkelsen sier noe om mengden

av eller tallet på visse forekomster i forhold til andre. Resultatet av forskningen er et tall eller en rekke med tall. Disse er så fremstilt i tabeller, grafer eller i andre statistiske fremstillinger. De vanligste metodene innen kvantitativ metode er spørreundersøkelser utført ved telefonintervjuer eller ved spørreskjema. En fordel med denne metoden er at respondenten i fravær av en intervjuer kan føle seg friere og bli mer villig til å gi svar som kan oppfattes som sosialt uakseptable, eller som en privatsak. Dataene kan dermed bli mer pålitelige og relevante for problemstillingen. En unngår også feil i datainnsamlingen som skyldes at egenskaper ved intervjueren påvirker respondenten, eller at intervjuer feiltolker respondentens svar (Hellevik 1999).

Questback – et web basert spørreskjema:

431 kommuner er et relativt stort utvalg. Det var derfor om å gjøre for meg å finne en rask og effektiv måte å nå ut til mine aktuelle respondenter. Jeg valgte derfor å bruke en web basert spørreundersøkelse. For å få tilgang til en slik web versjon benyttet jeg meg av en lisensavtale som UMB har med selskapet "Questback". Ved hjelp av Questback kunne jeg utforme og lage spørreskjema slik jeg selv ønsket å ha det. Et stort problem ved slike spørreskjemaer er imidlertid at det kan være vanskelig å få respondentene til å svare, eller at de returnerer spørreskjemaet med mange ubesvarte spørsmål (Hellevik 1999). Her tror jeg det er en fordel med elektroniske spørreskjema, mange synes det er enklere og mer lettvtint å fylle ut. Spesielt gjelder dette for mine respondenter da de trolig sitter med datamaskinen i sitt daglige arbeid. Samtidig vil en web basert versjon gjøre purringer og oppfølging enklere, siden eventuelle purringer kan legges inn på forhånd slik at resten av prosessen går av seg selv.

Spørreskjemaene var sendt gjennom kommunenes postmottak og adressert til "miljøansvarlig i kommunen" For kommuner uten en definert miljøansvarlig er det derfor en viss fare for at skjemaet stopper opp en plass i kommunesystemet, og at jeg derfor har mistet disse som respondenter. Grunnen til at jeg likevel gjorde det på denne måten er fordi jeg på forhånd hadde kontaktet samtlige miljøvernafdelinger hos fylkesmennene for å få navn og adresse på deres kontaktpersoner ute i kommunene. Dette viste seg å være nokså problematisk. På grunn av nedbyggingen av miljøvernlederstillingene var det svært få fylkesmenn som kunne gi meg navn på noen bestemte kontaktpersoner. De hadde ikke noen navn å gi meg. Jeg ble derfor anbefalt å sende gjennom postmottak.

Spørreskjemaet

Spørreskjemaet er delt inn i tre deler. Første del besto av spørsmål rundt kommunenes saksbehandling på de fire problemområdene: Biologisk mangfold, dispensasjonspraksis i strandsone, Landbruk, natur og friområder (LNF) samt motorferdsel i utmark. Disse utgjør de avhengige variablene i min modell. I del to, ble det stilt spørsmål rundt kommunens miljøfaglige kompetanse i sin helhet, samt mer spesifikke spørsmål som gikk direkte på respondentens/ miljøansvarlige sin kompetanse og arbeidssituasjon. Siste del av spørreskjemaet (del tre) tar for seg lokale forhold og rammene rundt miljøforvaltningen i kommunene. En del av spørsmålene her bygger på tidligere undersøkelser som ble utført av ProSus og NIBR. Jeg følger opp noen av de problemstillingene de har stilt for å se om det har skjedd noen endringer siden den gang. Her er det særlig effekter av desentraliseringen av miljøforvaltningen som vektlegges.

På spørsmål hvor respondenten ble bedt om å avgi tallstørrelser, var det tilstrekkelig med omtrentlige verdier. Dette for at det ikke skulle være nødvendig å lete frem opplysninger for å besvare skjemaet. Det ble også stilt en del ja/nei-spørsmål.

Utfordringen med min spørreundersøkelse var at den var relativt omfattende, den inneholdt mange variabler og det tok ca 20-30 minutter å fylle den ut. Questback gir imidlertid anledning til å ta pause underveis, man kan avbryte utfyllingen av skjemaet for så å gå tilbake der man slapp. Skjemaets lengde burde derfor være overkommelig.

Bruk av statistikkprogrammet SPSS

Til selve analysene har jeg benyttet meg av statistikkprogrammet SPSS sin studentutgave versjon 13. SPSS er en forkortelse for *Statistical Package for the Social Sciences*, og er et omfattende statistisk datahåndterings- og dataanalyse verktøy og er i følge Eikemo & Clausen (2007) et av de eldste og mest brukte programvarene innenfor statistisk analyse. Ulempen med SPSS er at lisensen er veldig dyr. Jeg har derfor benyttet meg av studentutgaven som er atskillig billigere, men som til gjengjeld har atskillig flere begrensninger. Studentutgaven håndterer kun 50 variabler. Jeg hadde 122 variabler i mitt datasett. Dette medførte dermed at jeg var nødt til å dele opp datasettet i flere små enheter og gjøre de samme analysene flere ganger noe som medførte en del medarbeid og enkelte begrensninger i selve utførelsen av analysene.

4.4 Datagrunnlaget / svarprosent

Av de 431 kommunene som jeg sendte ut invitasjon til å delta i spørreundersøkelsen fikk jeg svar fra 191 kommuner, noe som utgjør en svarprosent på 44 prosent. Noe jeg finner akseptabelt på en masteroppgave. Riktignok ble seks kommuner ekskludert fra analysen på grunn av store mangler i svarene. De resterende 185 kommunene fordeler seg brukbart både med tanke på geografisk plassering og størrelse (målt i antall innbyggere). Vestlandet (Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal) topper statistikken med hele 48 respondentkommuner. Deretter følger 36 kommuner fra Oslofjordområdet (Østfold, Akershus, Buskerud og Vestfold). 34 av kommunene representerer Indre Østland (Hedmark og Oppland). 28 av kommunene fra Nord-Norge (Finnmark, Troms og Nordland) responderte på spørreskjemaet. Fra Sørlandet (Telemark, Aust-Agder og Vest-Agder) var det 24 respondenter. De resterende 15 kommunene representerte regionen Midt-Norge (Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag).

Sett i forhold til antall kommuner den enkelte regionen representerer, er det kommunene fra Indre Østland som er "best i klassen" når det gjelder å svare på spørreskjema, hele 70,8 prosent av kommunene fra Oppland og Hedmark hadde svart på spørreskjemaet. Deretter følger Sørlandet med svarprosent på 50, Oslofjord og Vestlandet med 48 prosent, og til sist kommer Nord-Norge og Trøndelag med en svarprosent på henholdsvis 31,8 prosent og 30,6 prosent.

Når det gjelder hvilken type kommuner som svarte, så ble kommunene bedt om å angi i hvilken grad de mente deres kommune var; typisk bykommune, typisk jordbrukskommune, typisk kystkommune, typisk skogbrukskommune eller typisk fjellkommune. Kommunene hadde dermed anledning til å beskrive seg selv med alle de nevnte alternativene, ved å angi på en skala fra 1 til 7 i hvilken grad de var enige i at beskrivelsene passet for deres kommune, der 1 var helt uenig og 7 var helt enig.

9 kommuner var helt enige i at de var typisk bykommuner, mens 110 var helt uenig. Det er dermed ikke så veldig mange typiske bykommuner som har respondert.

41 av kommunene oppga å være helt enig i at de var typisk jordbrukskommuner, mens 17 var helt uenig. Det ser likevel ut til at størsteparten av kommunene har en viss tilknytning til

jordbruk, da flertallet av kommunene enten helt eller delvis (skala 5,6 og 7) var enig i at denne karakteristikken var beskrivende for deres kommune.

28 av kommunene oppga å være typisk kystkommuner, mens 71 var helt uenig i denne karakteristikken. De typiske kystkommunene utgjør dermed kun en liten del av respondentene. Videre var 22 kommuner helt enige i at de var typiske skogbrukskommuner, mens 29 kommuner var helt uenige i denne karakteristikken. Resultatene her var nokså jevnt spredt på hele skalaen fra 1-7, noe som tyder på at ca halvparten av respondentene i mer eller mindre grad ser på seg selv som en skogbrukskommune, mens den andre halvparten ikke gjør det. 15 kommuner karakteriserte seg som helt typiske fjellkommuner, men flertallet kjente seg ikke igjen i denne karakteristikken, da 86 av kommunen var helt uenige i denne beskrivelsen.

Karakteristikkene ovenfor gjenspeiler seg også til en viss grad i oversikten over antall innbyggere i respondentkommunene. 12 prosent av kommunene har mer enn 24 000 innbyggere, 11 prosent har mellom 12 000 og 24 000. De små og mellomstore kommunene utgjør flertallet der 21 prosent har mellom 6000-12 000 innbyggere, 28 prosent har 3000-6000 innbyggere, og de resterende 28 prosentene utgjør småkommuner på under 3000 innbyggere.

Kort oppsummert kan vi si at det er små og mellomstore jordbrukskommunene som dominerer, deretter kommer en del skogbrukskommuner, mens de typisk kyst og fjellkommunene er mindre representert. De typiske bykommunene er desidert dårligst representert med kun 9 kommuner.

5. Deskriptive analyser

Den deskriptive statistikken gir en generell beskrivelse av dataene som er samlet inn, gjennom systematisk organisering og presentasjon av tallmateriale. Av den grunn er det naturlig å starte presentasjonen av resultatene med denne type analyser slik at man får dannet seg et bilde av den generelle situasjonen rundt om i kommunene, før en mer spesifikk analyse av studiens forskningsmodell presenteres. Et annet poeng er at den deskriptive statistikken også legger visse føringer for videre analyse. Blant annet ved bruk av faktoranalyser (presenteres i neste kapittel) der det forutsettes at variablene er normalfordelte (Hair m. fl. 1995). Jeg vil derfor starte med å redegjøre for den deskriptive analysen som er utført. Deretter presenteres faktorene som antas å påvirke kommunenes kompetanse ved grafisk fremstilling.

5.1 Kriterier for de deskriptive analysene

Deskriptiv statistikk omfatter middeltallet, standardavvik, standardfeilen til middeltallet, konfidensintervallet til middeltallet, skjevhet, kurtosis, median, maksimums- og minimumsverdi og intervall. For å ta en test på disse er det utført en deskriptiv analyse over alle variablene med hensyn på målenes gjennomsnitt, standardavvik, skjevhet (skewness) og kurtosis. Resultatene fra disse er presentert i vedlegg 1. skjevhetsverdien sier noe om den symmetriske fordelingen av variablene, mens kurtosis gir informasjon om spisssheten til grafen. Dersom vi har en perfekt normalfordeling vil verdien på både skjevhet og kurtosis være lik null. Noe som i følge Pallant (1995) sjelden forekommer i denne type studier. En fordeling kalles skjev (skewed) hvis den ikke er symmetrisk. Hvis den har en lang hale mot høyere verdier er det en positiv skjevhet. Hvis det er en lang hale mot lavere verdier er det negativ skjevhet. Kurtosis beskriver et datasetts relative toppethet eller flatethet i fordelingen, sammenlignet med normalfordelingen. En positiv kurtosis indikerer en relativt toppet fordeling. Negativ kurtosis indikerer en relativt flat fordeling (Pallant 1995). Krav til skjevhet og kurtosis er basert på normalfordelingskurven og har en tommelfinger regel som tilsier at de ikke bør overstige ytterpunktene -2 og +2 (Hair m. fl. 2005). Variabler som ikke tilfredsstiller dette kravet vil bli utelatt fra videre analyser.

I dette studiet tilfredsstilte de aller fleste variablene kravene til skjevhet og kurtosis. Noen av variablene viser imidlertid noe avvik med hensyn til kurtosis, med høye positive verdier, noe som tyder på at disse variablene har en fordeling som er sentrert mot midten. Variabelen

innflybs3, hvor det ble stilt spørsmål om miljøansvarliges innflytelse på saksbehandlingen, hadde høy verdi på kurtosis, 3,327. Denne ble utelatt fra videre analyser. Variablene *statkonf4*, konflikter mellom kommune og stat når det gjelder kulturminneforvaltning og *Pbl4*, kommunens praksis i forhold til bygging på gamle setervoller hadde kurtosis på henholdsvis 2,052 og 2,020 men en skjevhet som var innenfor kravene. Siden avviket her er relativt lite, valgte jeg å ta disse med videre i testen, slik at jeg ikke mister informasjon om disse. Enkelte variabler hadde ikke tilfredsstillende verdier på verken kurtosis eller skvness, også her var det høye positive verdier som var trenden. Dette var variablene *LA21 4*, spørsmål om kommunen hadde utarbeidet egen klimaplan, *motor 4*, om kommunen lot folk benytte motorisert kjøretøy i utmark under høsting. Etter denne gjennomgangen har jeg ”mistet” noen variabler, men siden jeg har et relativt stort datasett vil ikke dette påvirke de videre analysene i særlig stor grad.

Håndtering av ”missing values”, ”hull” i datamaterialet

De tidligere påpekte svakhetene ved bruk av spørreskjema, gjorde seg også gjeldene i denne spørreundersøkelsen. Manglende observasjoner kan være et problem når det skal trekkes konklusjoner basert på multivariat statistikk. Dette kan være tilfelle hvis antall manglende observasjoner er systematisk fordelt i datasettet. I dette studiet var noen av skjemaene til dels mangelfulle. Et fåtall av respondentene hadde utelatt å svare på 30 prosent eller mer av skjemaet, disse ble slettet fra tallmaterialet. Øvrige besvarelser var stort sett greie, en del hadde utelatt å svare på spørsmål om antall søknader og antall dispensasjoner som var gitt av kommunen det siste året, når det gjelder motorferdsel og bygging i strandsone. Dette er trolig fordi respondentene ikke hadde oversikt over tallmaterialet. Da kommunene er pliktig til å rapportere inn disse gjennom KOSTRA programmet er imidlertid disse tallene tilgjengelige hos Statistisk sentralbyrå, og jeg supplerer derfor med tall derfra. Utover disse var besvarelsene stort sett fullstendige, og øvrige ”hull i datasettet” ble ansett som håndterbare. Disse ”hullene” ble erstattet ved å sette inn en nøytral verdi. Som anbefalt av Gripsrud m. fl. (2004) ble de nøytrale verdiene satt lik gjennomsnittet av den aktuelle variabelen beregnet ut fra de observasjoner som forelå.

5.2 Presentasjon av deskriptiv statistikk

Jeg har tidligere redegjort for utviklingen i miljøforvaltningen og resultater fra tidligere studier. Denne studien bygger på en del av de funnene som er gjort tidligere. En av hensiktene

med disse deskriptive analysene er derfor å kunne sammenlikne tall fra dette studiet med tidligere funn. Samtidig som en deskriptiv analyse gir en visuell og oversiktlig fremstilling av dataene. En del av de tidligere studiene (Hovik1991, Hovik & Johansen 1994, og Bjørnæs & Lafferty 2000) har lagt vekt på miljøvernlederens bakgrunn og nåværende stilling. Jeg har tatt opp tråden fra noen av disse spørsmålene og starter derfor presentasjonen av de deskriptive analysene med en beskrivelse av disse. Siden kompetanse er et av hovedtemaene i denne oppgaven vil jeg også presentere de funnene som er gjort rundt kompetanse samt se nærmere på de faktorene som antas å påvirke kommunens kompetanse, innflytelse, integrering og samarbeid.

5.2.1 Hvem er kommunenes miljøansvarlig i dag og hvilken kompetanse besitter disse?

Under MIK-reformen mottok kommunene øremerkede midler for å opprette miljøvernlederstillinger. Det ble imidlertid ikke stilt noen kriterier for hvilken bakgrunn disse miljøvernlederne skulle ha. I studier fra MIK-reformen har man derfor vært opptatt av hvem som bekledde miljøvernlederstillingene og bakgrunnen til disse. Den gang viste det seg at det store flertallet av miljøvernledere var menn i 30 årene. Mitt studie tyder på at dette også er trenden i dag. 25 prosent av miljøvernledere var kvinner. Når det gjelder aldersfordeling så var det var aldersgruppene på 35 til 44 år og 45 til 54 år som dominerte. Deres arbeidserfaring innen miljørelaterte yrker varierte fra et halvt år og opp til 35 år, med et gjennomsnittet på 14 år. En del av respondentene understreker imidlertid at dette ikke har vært rene miljøstillinger men ofte stillinger innenfor skog og landbruk.

Formell utdanning

Et av målene ved MIK-reformen var å øke kommunenes miljøfaglige kompetanse, jeg har derfor sammenliknet miljøansvarliges utdanningsnivå fra den gang og i dag. Det ser ut til at de miljøansvarlige fortsatt har et generelt høyt utdanningsnivå, der de fleste har fra Bachelor eller høyere.

Tabell 5.1: Andel (i prosent) av de miljøansvarlige med ulik utdanning. Utviklingen fra 1989, 1993 og frem til i dag. Tallene fra 1989 og 1993 er hentet fra Hovik 1991 og Hovik & Johansen 1994.

Utdanningsnivå:	Forsøks Kommuner 1989	Respondent kommuner 1993	Respondent kommuner 2007
Under Can. Mag/ Bachelor	6	18	10
Can. Mag/ Bachelor eller tilsvarende	7	15	27
Hovedfagsnivå/ Masternivå eller høyere	87	67	63
N minimum	81	351	185

Evalueringsene fra MIK-refomen påpekte at reformen bidro til å skaffe naturfaglig kompetanse inn i kommunene, en type kompetanse som ikke hadde vært særlig representert i kommunene tidligere. Siden 1993 ser det ut til at antall naturforvaltere er noenlunde stabilt, men det er en sterk nedgang i antall biologer.

Tabell 5.2: Prosentandel av hvilken utdanningstype de miljøansvarlige i kommunene har i dag, sammenliknet med tall fra 1989, 1993 og frem til i dag. Tallene fra 1989 og 1993 er hentet fra Hovik 1991 og Hovik & Johansen 1994.

Utdanningstype	Forsøks Kommuner 1989	Alle kommuner 1993	Respondent kommuner 2007
Naturforvalter	29	28	29
Biolog	46	26	10
Landbruksutdanning	4	15	24
Ingeniør/ tekniskefag	9	13	7
Planlegger	7	9	6
Samfunnsfag	6	9	3
Annet	-	-	21
N minimum	81	351	

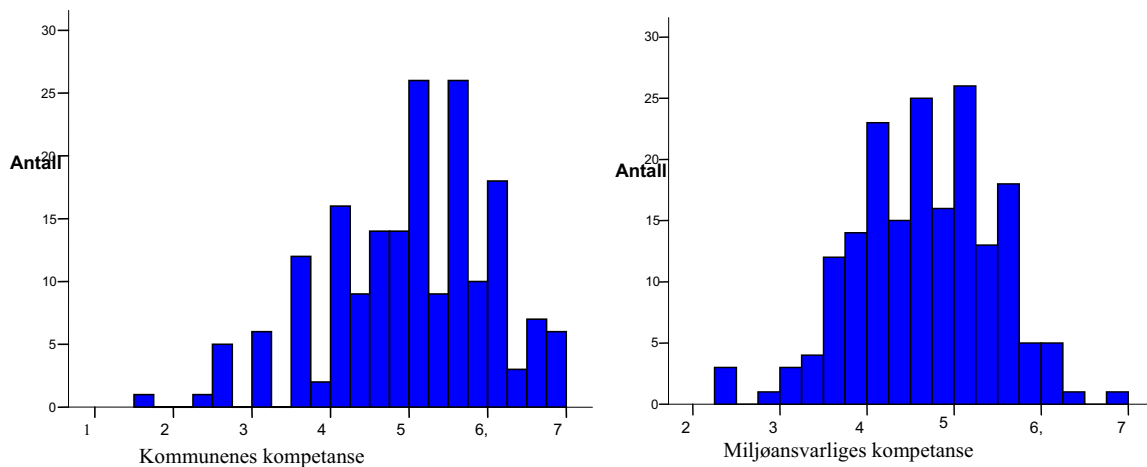
En relativt stor andel av respondentene har krysset av for alternativet annet. En del av disse (5 personer) er naturforvaltere som har tatt videreutdanning innenfor samfunnsplanlegging.

Omtrent like mange har gått studier som er beslektet til naturforvalterstudier som blant annet høgskolekandidater innen natur og miljøfag samt utmarksteknikere fra høgskolen i Hedemark. Ellers er det også en del landskapsarkitekter, jordskifte kandidater, naturgeografer, skogbruks teknikere og ressursøkonomer som bekler stillingene som miljøansvarlige i kommunen. En del av disse har imidlertid påpekt at de ikke direkte sitter med miljøansvaret, da dette ansvaret ikke er klart definert i kommunen.

Vurdering av kompetansenivå

Respondentene ble bedt om å gi en vurdering av sin egen kompetanse og kommunens miljøkompetanse i sin helhet innen Forurensing viltforvaltning, naturvern, arealplanlegging, ledelse og geografiske informasjonssystemer (GIS). På en skala fra en til sju er: en "svært

dårlig” og sju er ”svært god”. Figurene under viser de sammenlagte vurderingene av respondentenes subjektive oppfatninger rundt disse forholdene.



Figur5.1: Figurene fremstiller miljøansvarlige sin subjektive vurdering av sin egen miljøkompetanse og kommunes miljøkompetanse i sin helhet. Det generelle kompetansenivå vurderes å være nokså høyt. Figuren til høyre viser kommunes kompetanse og har en gjennomsnittsverdi på 4,97 (Standardavvik= 1,0 N=185). Figuren til høyre viser miljøansvarlige sin vurdering av egen kompetanse og har en gjennomsnittsverdi på 4,62. (Standardavvik= 0,8, N= 185)

Det ser ut til man vurderer det generelle kompetanse nivået i kommunen for å være nokså høyt, da grafen over kommunes kompetanse har en høyrevridning. De miljøansvarlige vurderer også sin egen kompetanse for å være generelt høy. Dette gjelder spesielt innen områdene viltforvaltning, naturvern, arealplanlegging og ledelse. Dersom jeg skal påpeke noen områder som kan være noe svakere enn andre så gjelder dette innen forurensing, dette gjelder både for de miljøansvarlige og kommunen i sin helhet. I tillegg antyder resultatene at de miljøansvarlige generelt har noe svakere kompetanse innen GIS, men dette dekkes opp av det generelle kompetansenivået i kommunen.

De deskriptive analysene som er blitt presentert viser både objektive og subjektive målinger av kompetanse. Siden oppgaven i stor grad er basert på subjektive målinger er det interessant å se i hvilken grad de objektive målene på kunnskap samvarierer med de subjektive målene. Korrelasjonen mellom utdanningstype og subjektiv vurdering av egen kompetanse er derfor beregnet. Vurderingen av egen kompetanse måles ut fra kompetanse innen viltforvaltning og naturvern. For at det skal kunne sies å være korrelasjon mellom utdanningstype og subjektiv vurdering av egen kompetanse, forventes det at de med bakgrunn som biologer,

naturforvaltere og personer med landbruksutdanning vil vurdere sin kompetanse høyest, da dette først og fremst er deres fagområde.

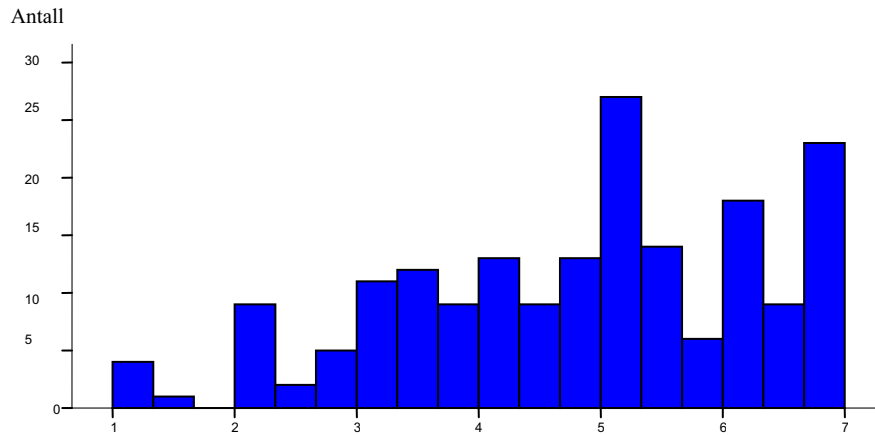
Tabell 5.3: Tabellen viser hvordan de objektive målene på kompetanse, type utdanning, korrelerer med miljøansvarliges subjektive vurdering av egen kompetanse

Utdanningstype	Subjektiv vurdering av egen kompetanse
Naturforvalter	5,5
Biolog	5,9
Landbruksutdanning	5,0
Ingeniør/ tekniskefag	3,8
Planlegger	3,9
Samfunnsfag	4,8
Annet	4,7

Resultatene fra korrelasjonsmålingen viser at det er samvariasjon mellom de objektive målene på kompetanse og miljøansvarliges sin subjektive vurdering av egen kompetanse. Som forventet er det de med faglig bakgrunn innen de typiske naturfagene som har vurdert sin kompetanse høyest innenfor viltbiologi og naturvern. Dette gir en god indikasjon på at de subjektive målene som brukers for å teste teorien, har en klar sammenheng med ”virkeligheten”, og en støtte til begreps validitet.

Miljøansvarlige sin innflytelse i kommunen

Presentasjonen av miljøansvarlige sin formelle utdannelse, samt vurdering av egen kompetanse tyder på at miljøvernlederne har generelt god kompetanse, spørsmålet videre er da hvorvidt han får brukt denne kompetansen. Jeg har derfor bedt de miljøansvarlige om å vurdere sin innflytelse over blant annet på kommunens planarbeid og generelle vedtak. Generelt ser det ut til at miljøansvarlig mener å ha middelsinnflytelse, over kommunens planverk og vedtak, med et gjennomsnitt på henholdsvis 4,78 og 4,74. Det mest interessante her er imidlertid at det er meget stor variasjon i hvilken grad de miljøansvarlige mener de har innflytelse. Mange mener de har praktisk talt ingen innflytelser, mens mange mener de har meget stor innflytelse. Figuren under illustrerer dette.



Figur 5.2: Miljøansvarliges innflytelse over kommunens planarbeid, der 1 er liten innflytelse og 7 er stor innflytelse. Gjennomsnitt = 4,78, standardavvik 1,49, N=185

I hvor stor grad arbeider de miljøansvarlige med miljø?

Det er velkjent at mange miljøansvarlige også har andre arbeidsoppgaver. I følge Bjørnæs & Lafferty (2000) brukte 74 prosent av de miljøansvarlige mer enn halvparten av arbeidstiden sin på andre oppgaver enn miljø. I en oppfølgende undersøkelse i 2004 oppga 95 kommuner at miljøansvarlige brukte minst tre firedeler av tiden på andre oppgaver enn miljø. Et interessant poeng var at dette også gjaldt for mange kommuner som har ansatt personer med tittelen miljøvernleder eller miljøkonsulent. Mange av disse 95 miljøvernlederne hadde dermed relativt lite med miljøspørsmål å gjøre til daglig. I nesten like mange kommuner (83) utgjorde andelen andre oppgaver enn miljø i stillingen mellom 50 og 75 prosent. Dette betyr at de fleste delte stillingene ikke primært er miljøstillinger, uavhengig av om de har miljø i tittelen. I denne studien oppga 71 prosent at de brukte mindre enn femti prosent av arbeidstiden på miljø. Dette er illustrert i figuren under.

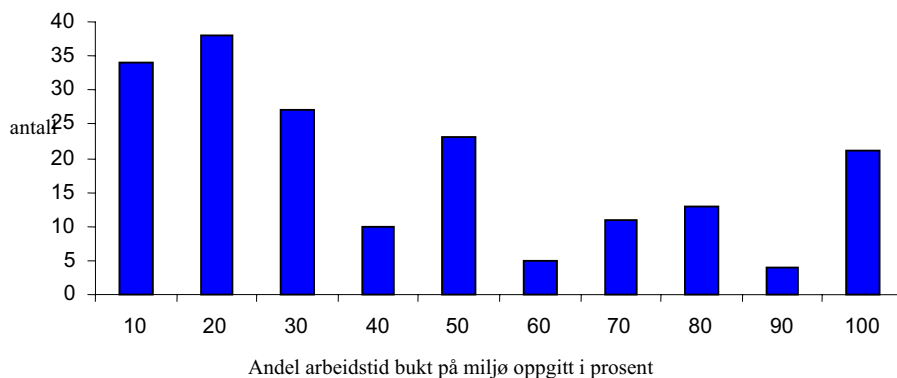
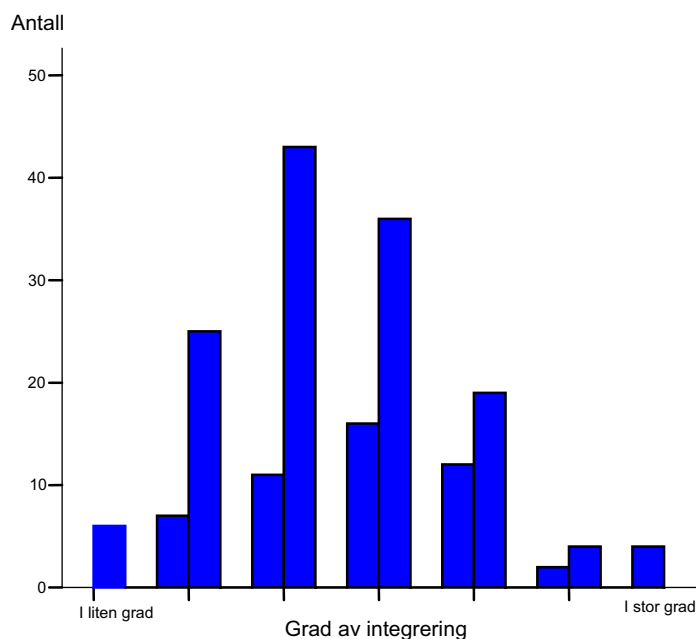


Fig5.3: Figuren illustrerer hvor mye tid miljøansvarlige bruker på miljøforvaltning, over 71 prosent bruker mindre enn halve arbeidstiden på miljøforvaltning. 18 prosent bruker ti prosent eller mindre. 11 prosent sitter i rene miljøstillinger. (N=185).

Tverrsektoriell integrering av miljøansvar

Det er sagt at miljø skal integreres på alle nivåer, både horisontal og vertikalt. Dette ser det ut til at kommunene har tatt til etterretning. Kun tre kommuner oppgir at de har en egen miljøvernetat. 46 arbeider i rådmannens stab, resterende oppgir at de arbeider i en annen etat/avdeling eller annet.

For å finne ut litt mer om hvordan og om den tverrsektorielle integreringen av miljøansvaret fungerer ble det stilt noen spørsmål om i hvilken grad de miljøansvarlige mente hvor godt miljøfaglige hensyn var integrert i andre kommunale sektorer med tanke på miljøpolitisk initiativ, faglige råd og veiledning og prioritering av miljø innenfor eget ansvarsområde. På en skala fra 1 til 7, lå de flest rundt en midleres grad (4), men de aller flest er uenige i at andre sektorer prioriterer miljø i forhold til sitt eget saksfelt. Helhetsvurderingen av kommunens integrering av miljøansvar fikk dermed en gjennomsnitts verdi på 3,6. Graden av integrering er fremstilt i grafen under.



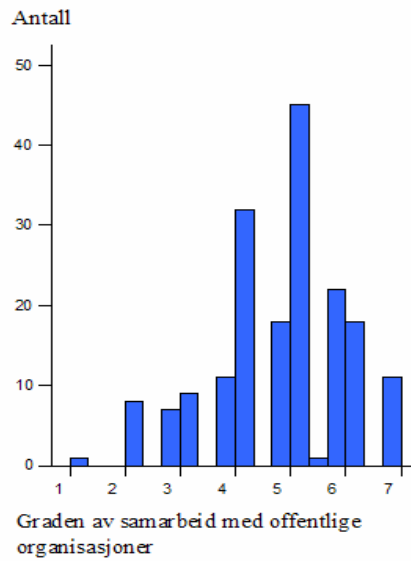
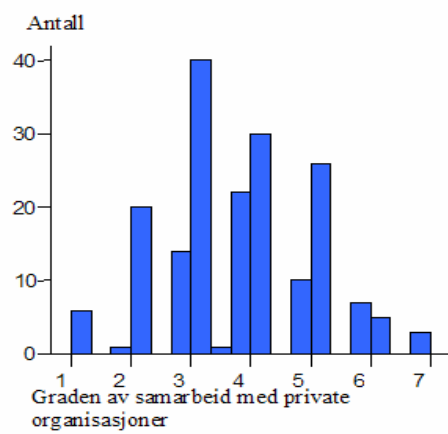
Figur 5.4 : Figuren illustrerer i hvor stor grad miljøhensyn er integrert i andre sektorer i kommuneadministrasjonen. Gjennomsnittets verdien er på 3,6 med et standardavvik på 1,2. N= 185

Samarbeid

Denne studien undersøker kommunenes samarbeidsvaner med andre organisasjoner.

Resultatene viser at kommunene har en større tendens til å samarbeide med andre offentlige organisasjoner enn private. Særlig er det interkommunalt samarbeid som peker seg ut. På en skala fra 1 til 7, der 1 er: ”kommunen samarbeider aldri med andre kommuner” og 7 er: ”kommunen samarbeider ofte med andre kommuner” så ligger 70 prosent på den øvre skalaen (det vil si fra fem til sju). Likevel er det kun 33 av kommunene (tilsvarende 17,8 prosent) som har valgt å delta i Regjeringen Stoltenbergs samarbeidsprosjekt: Livskraftige kommuner.

Kommunene ble bedt om å si noe om hvilke erfaringer de hadde med slikt samarbeid, de fleste mente dette hadde bidratt positivt til å øke kommunens kompetanse (63 prosent). Det så imidlertid ikke ut til at slikt samarbeid hadde bidratt til å friggi ressurser eller gitt kommunene mer kapasitet. Det så heller ikke ut til at slikt samarbeid i noen vesentlig grad hadde bidratt til bedre kommuneansattes holdninger ovenfor miljøet. Dette bekrefter erfaringer fra andre sektorer om at samarbeid mellom organisasjoner er utfordrende og ikke nødvendigvis er vellykket.



Figur 5.5: Figurene illustrerer kommunenes samarbeidsvaner med andre organisasjoner. Figuren til venstre har en venstre vridning, noe som tyder på at kommunene i mindre grad samarbeider med private organisasjoner. Figuren har et gjennomsnitt på 3,7 med standardavvik lik 1,2. Figuren til høyre har en høyrevridning noe som tyder på at kommunene i større grad samarbeider med andre offentlige organisasjoner. Figuren har et gj. Snitt på 4,7 og standardavvik på 1,1. (N=185).

6. Validering og reliabilitetsmåling

I dette kapittelet vil det bli foretatt en validering og reliabilitetsmåling av de variablene som skal benyttes i analysen av modellen som ble presentert i kapittel 3. I første del av kapittelet beskrives kriteriene for validering av mål. Deretter testes målenes empiriske egenskaper blant annet ved bruk av faktoranalyser og Cronbachs alfa. De deskriptive analysene som ble foretatt i forrige kapittel har lagt grunnlaget for denne analysen, siden normalitet av målenes fordelingsegenskaper er en forutsetning for at variablene skal kunne benyttes i en faktoranalyse. Helt til slutt i kapittelet utarbeides de indeksene som skal representere studiets begreper i hypotesetesten i neste kapittel.

6.1 Kriterier for validering og bruk av faktoranalyse

Validering av mål har til hensikt å teste om de innsamlede data virkelig måler det de har til hensikt å måle (Hellevik 1999). Den refleksive målemodellen har til hensikt å spesifisere forholdet mellom indikatorene og de latente variablene. I valideringsprosessen av refleksive mål forventes det en empirisk korrelasjon mellom indikatorene. Det vil si at det er begrepet som reflekteres i målene (Bollen 1989).

De refleksive målene i målemodellen vurderes med utgangspunkt i klassisk måleteori. $X_0 = X_T + X_S + X_R$ hvor observert skår (X_0), består av sann verdi (X_T), systematisk feil (X_S) og tilfeldige målefeil (X_R). Målingen er perfekt valid når $X_0 = X_T$ (Churchill 1979). Systematisk feil (X_S) kan oppstå gjennom datainnsamlingen og er primært knyttet til utformingen av spørreskjemaet. X_S er med andre ord et uttrykk for om vi måler det vi har til hensikt å måle. Slike systematiske feil er forsøkt begrenset ved å utforme et best mulig spørreskjema, blant annet gjennom veiledning i utforming av spørreskjemaet, samt å kvalitetssikre skjema ved å teste det ut på to kommuner før utsendelse. Tilfeldige målefeil (X_R) kan skyldes tvetydighet i spørsmålene eller manglende kunnskap hos respondenten (Gripsrud m. fl. 2004). Utfordringen med hensyn til målefeil i dette studiet beror mye på kommunens organisering. En del kommuner har ikke definert miljøansvaret til bestemte personer, og i tråd med tverrsektoriseringen vil det være mange som berører miljøfaglige spørsmål innenfor sine fagfelt. Det er dermed sannsynlig at mange av de spørsmålene som stilles nødvendigvis ikke berører respondenten direkte i hans eller hennes arbeidssituasjon, og derfor kan mangle

førstehåndskunnskap på enkelte felter. Dette utgjør trolig den største faren for målefeil i Undersøkelsen.

Validering av begrepene ved bruk av faktoranalyse

Validering av begrepene er et viktig virkemiddel for å få kontrollert dataene for systematiske og tilfeldige målefeil. Faktoranalyse er i følge Ulleberg & Nordvik (2001) den mest vanlige måten å dokumentere begrepsvaliditet. Den forutsetter at vi tror de ulike testledd og tester måler ulike faktorer (Ulleberg & Nordvik 2001).

Faktoranalysen er en statistisk metode som kan brukes til å analysere sammenhengen mellom mange observerte variabler og forklare disse sammenhengene ut ifra variablenes felles underliggende dimensjoner eller faktorer (Gripsrud 2004). Kort fortalt gjøres dette ved at faktoranalysen leter etter mønstre i data på grunnlag av korrelasjoner mellom observerte variabler (Eikemo og Clausen 2007). Korrelasjonene avdekker klynger av variabler som er høyt innbyrdes korrelerte, samtidig som de er lavt korrelert med andre observerte variabler. Variabler som er høyt innbyrdes korrelerte, er en indikasjon på variablenes felles underliggende dimensjoner eller faktorer (Eikemo og Clausen 2007). Dermed vil de variablene som ligger under en felles dimensjon utgjøre en faktor. Ved videre analyser vil da disse variablene analyseres som en felles faktor. Av dette fremgår det at faktoranalysen bidrar til å redusere datamaterialet, og dermed gjøre det mer håndterbart.

Et kriterium for å bruke faktoranalyse er at utvalget er av relativt stor størrelse. Dersom utvalget er for lite (50-100 respondenter) vil faktorene være mindre reliabel. I følge Eikemo og Clausen (2007) er et utvalg på rundt 200 en grei størrelse, men jo større utvalget er desto bedre blir faktorløsningen. Forøvrig forutsetter faktoranalysen at variablene som benyttes bør være målt på internalnivå, men ordinalnivåvariabler kan også benyttes. På internalnivå er verdiene på variablene rangert i forhold til hverandre, samt at man kan si hvor stor forskjell (intervallet) er mellom verdiene. Mens på ordinalnivå vil kun variablenes verdier rangeres, uten at man måler hvor mye større en verdi er i forhold til en annen (Gripsrud 2004). Et tredje kriterium er at variablene bør være normalfordelte, da dette gjør faktorstrukturen sterkere. (Eikemo og Clausen 2007).

Begrensninger ved bruk av faktoranalyser er i følge Eikemo & Clausen (2007) at det finnes et uendelig antall løsninger, som alle kan være like gode matematisk, samt at det er vanskelig å

reprodusere en faktoranalyse. Gjennom utvelgelsen av variabler vil noe av den opprinnelige informasjonen gå tapt, og man vil dermed ikke få belyst alle observasjoner som er forårsaket av den underliggende observasjonen.

Faktorer og begrepsvaliditet

Kort oppsummert kan vi si at en faktor er et hypotetisk begrep som defineres operasjonelt gjennom sine ladninger på observerte variabler. Derfor kan faktorladningene oppfattes som validitetskoeffisienter. De viser hvor sterkt faktorene virker inn på variasjonen i variablene, og omvendt, hvor godt mål hver variabel er for hver faktor (Ulleberg & Nordvik 2001). For å avgjøre i hvilken grad begrepsvaliditet ivaretas empirisk, testes de for konvergent og divergent validitet, som er to viktige underbegreper for begrepsvaliditeten. (Gripsrud m. fl. 2004)

Konvergent validitet beskriver hvorvidt et begreps verdi måler dette begrepet systematisk og ikke andre begreper (Reve 1985). Ordet konvergent betyr ”noe som nærmer seg hverandre” eller ”noe som løper sammen” (Branstad 1996). Dersom spørsmålene som er ment å fange opp den samme variabelen er høyt korrelert med hverandre og måler det de er ment å måle har vi en høy konvergent validitet, i motsatt tilfelle vil vi ha en lav konvergent validitet (Gripsrud m. fl. 2004). Kriteriet for konvergent validitet er at de empiriske målene skal vise høy ladning på første faktor. I følge Ulleberg og Nordvik (2001) er minimumskravet en faktorladning større enn 0,3. Indikatorer som ikke tilfredsstiller minimumskravet til faktorladning blir utelukket i den videre testen.

Divergent validitet, eller diskriminant validitet er begreper som ofte benyttes om hverandre, og betyr egentlig ”å gå fra hverandre” eller ”avvikende”. På den måten blir divergent eller diskriminant validitet nesten det motsatte av konvergent validitet (Branstad 1996). Divergent validitet beskriver i hvilken grad en indikator ikke representerer andre begreper enn det som indikatoren skal måle. Divergent validitet handler med andre ord om hvorvidt spørsmålene som er ment å måle forskjellige begrep kan skilles fra hverandre. Det operasjonelle mål for begrep A må kunne skilles fra operasjonelle mål for begrep B. og sammenblanding (counfounding) må unngås (Reve 1985). For å oppnå divergent validitet skal det være fravær av høye faktorladninger fra andre begreper, og kryssladninger skal ikke forekomme. Kordahl & Jakobsen (2002) har i sin studie benyttet en tommelfingerregel som tilsier at den indikatoren som skal representere et bestemt begrep skal lade 0,2 mer på det begrepet enn på

andre begreper, noe jeg anser som en grei tommelfingerregel. I faktoranalysen testes divergent validitet ved at alle indikatorene testes samtidig.

Gjennomføringen av faktoranalysen i SPSS

Det finnes to typer faktoranalyser; eksplorerende og bekreftende. I denne studien er eksplorerende metode som benyttes. Hovedgrunnen til dette valget er at eksplorerende faktoranalyse er en enkel metode, som ikke er så kompleks og tidkrevende å lære som den bekreftende faktoranalysen. Den eksplorative faktoranalysen gir anledning til å utforske dataene for å se om det er noen karakteristiske mønstre og sammenhenger uten å forsøke å tilpasse dataene til en bestemt struktur.

Ekstrahering, det vil si uttrekning av faktorer er første trinn i en faktoranalyse. Målet med uttrekningen er å bestemme antall faktorer som må til for å forklare variasjonene mellom variablene (Ulleberg & Nordvik 2000). Det finnes flere ulike analysemetoder som kan benyttes til dette, jeg har valgt å bruke *Maximum likelihood*, som omtales som en robust metode, som har som egenskap å finne den faktorløsningen som gir best tilpassning til de observerte korrelasjonene (Hair m. fl. 2005, Kline 1994). I følge Kline (1994) så er det sterkeste argumentet for å bruke Maximum likelihood at det har en statistisk test for signifikansen av hver enkelt faktor så snart den er ekstrahert, Videre sier han: ”*Factor analyses explains as much variance as possible in the population correlation matrix as estimated from the sample correlation matrix. This sharply separates it from principal components analysis which explains as much variance as possible in the observed or sample matrix. For this reason maximum likelihood analysis is regarded as a statistical method* ”

Kaisers kriterium (også kaldt Egenverdikriterium), er et typisk utvalgs-kriterium å bruke for eksplorerende faktoranalyse. Ved bruk av Kaisers kriterium er det faktorer med egenverdi >1 som beholdes (Christophersen 2006, Ulleberg & Nordvik 2000). I følge Eikmo & Clausen (2007), bør imidlertid ikke Kaisers kriterium benyttes ved Maximum likelihood faktorisering, da denne metoden antar at variansen kan være mindre enn 1. Alternativet da er å bruke screeplot og tolke antall faktorer med utgangspunkt i det. På grunn av noe motsigende anbefalinger i litteraturen på dette punktet, valgte jeg å prøve meg litt frem for å se hvilken metode som fungerte best. Det viste seg imidlertid at det ikke var særlig forskjell på de to alternativene. Hovedutfordringen ved faktoriseringen er uansett metode å beholde så få

faktorer som mulig, samtidig som faktorene skal gjenspeile variansen i det opprinnelige datasettet på best mulig måte.

Faktorrotasjon er det andre trinnet i en faktoranalyse, og målet med roteringen er å gjøre faktorene mer tolkbare ved å forenkle strukturen. Det er to hovedtyper akserotering; ortogonal rotering (ukorrelerte faktorer) og oblik rotering (korrelerte faktorer) (Ulleberg & Nordvik 2000). Etter å ha kjørt en test-faktorisering så det ut til å være liten korrelasjon mellom faktorene, og det var derfor ikke nødvendig med en obliktrotering. I denne studien ble derfor *Varimax rotasjon*, som er en ortogonal rotering benyttet. Rotasjonen benyttes for å maksimere høye korrelasjoner samtidig som man minimerer små. Varimax søker etter å maksimere varians, og dette gjøres ved å gjøre høye faktorladninger enda høyere, samtidig som lave faktorladninger gjøres mindre. Varimax maksimerer med andre ord variansen av faktorladninger innen faktor på tvers av variabler. Generelt er det slik at Varimax forenkler faktorer (Eikemo og Clausen 2007).

Reliabilitet

Oppgavens kvalitet er også avhengig av målenes reliabilitet, det vil si hvor pålitelige resultatene er. Dataenes pålitelighet er sterkt avhengig av hvordan man har utført målinger og hvor nøyaktig man har vært under alle operasjonene i prosessen. For at undersøkelsen skal være reliabel bør man få noenlunde like resultater uansett metode. Alle målinger vil som regel være beheftet med noen tilfeldige feil, men jo færre tilfeldige feil desto mer reliabel er målingene. I følge Gripsrud (2004) er reliabilitet nødvendig, men likevel ikke en tilstrekkelig betingelse for validitet.

Måling av reliabilitet ved bruk av SPSS

Etter å ha redusert datamaterialet (antall variabler) ved bruk av faktoranalyse sitter jeg nå igjen med et viss antall faktorer. Før jeg kan benytte meg av disse faktorene i videre analyse må jeg beregne faktorenes reliabilitet. Det er to grunnleggende metoder for å estimere hvor reliabel en empirisk måling er. Den ene måten er å studere stabiliteten i en måling over tid. Den andre måten er å måle den interne konsistensen i forskjellige spørsmål som er ment å måle det samme forholdet på et gitt tidspunkt (Gripsrud m. fl. 2004). Med andre ord vil reliabiliteten bli vurdert ut fra hvor godt man faktisk har lyktes i bruken av Likert-skala og i hvor stor grad de ulike indikatorene ("items") i et spørsmålssett måler det samme.

Måling av reliabiliteten bygger på den gjennomsnittlige korrelasjonene mellom alle spørsmål eller utsagn. I tilknytning til beregningen av denne reliabilitetskoeffisienten får en også indikasjoner på hvilke spørsmål som er lavt korrelert med andre spørsmål, og som derfor kanskje bør utelates ved videre analyse (Gripsrud m. fl. 2004). En av de vanligste teknikkene for å måle reliabiliteten på slike spørsmålssett er Cronbachs alfa. SPSS gir anledning til å beregne Cronbach alfa på en enkel og grei måte, og jeg har derfor valgt å benytte meg av denne i reliabilitetstesting. Før man starter reliabilitetstesting er det viktig å sjekke om noen av faktorene har negativt ladde indikatorer. Disse må i så fall reverseres før testing med Cronbach alfa. Dette kan i SPSS gjøres ved "Transform" og deretter rekoding av data. I mitt tilfelle var ikke dette nødvendig da samtlige indikatorer var positivt ladde.

Cronbachs alfa

Reliabilitetsmålet α (Cronbachs alfa) beregner hvor godt de ulike indikatorene måler et begrep ved å beregne antall indikatorer ("items") og summen av korrelasjonene mellom indikatorene. Nedre grense for Cronbachs alfa bør i følge Gripsrud m. fl (2004) og Pallant (2005) være 0,7. Hair m. fl. (2005) påpeker imidlertid at det ved eksplorative undersøkelser er tilstrekkelig om alfa koeffisienten er et sted mellom 0,6 og 0,7 (Hair m. fl. 2005). Det er også et krav om at verdien ikke må komme for nært 1. Dersom korrelasjonen blir for høy er det mye som tyder på at indikasjonene er for like hverandre og derfor ikke fanger opp hvert enkelt aspekt ved begrepet. Ved å forlange at α ikke er for nær 1, vil man unngå dette (Gripsrud m.fl. 2004).

Cronbach alfa er svært sensitiv for antall indikatorer ("items") som måler det samme begrepet (Hair m. fl. 2005 og Pallant 2005). Denne positive korrelasjonen (mellom Cronbach alfa og antall indikatorer) medfører at økende antall indikatorer som måler samme begrep, også gir et høyere alfa nivå, selv om den interne korrelasjonen mellom indikatorene er den samme (Hair m.fl. 2005). Ved få indikatorer (det vil i følge Pallant (2005) si færre enn ti indikatorer) er det vanlig å få en lavere Cronbach alfa verdi og omvendt ved mange indikatorer. Dette er noe man bør ta hensyn til ved vurderingen av akseptabelt alfa nivå.

I denne studien er det er det generelt få indikatorer som måler hvert enkelt begrep (mellom to og seks indikatorer). Dette tilsier at jeg må kunne forvente at alfa nivået kan bli noe lavt. Samtidig bygger denne beregningen på eksplorative faktoranalyser, noe som i følge Hair m. fl. (2005) taler for at man bør ha 0,6 som nedre grense for akseptabelt alfa nivå. Med

utgangspunkt i disse to forholdene velger jeg å benytte 0,6 som nedre grense for Cronbach alfa i denne studien.

6.2 Resultat av validering og reliabilitetstesting

I dette delkapittelet presenteres de endelige resultatene fra de faktoranalysene som er gjennomført, det vil si at de faktorene som er presentert har tilfredsstillende ladning og tilfredsstillende alfa nivå. Som tidligere beskrevet er datasettet omfattende og kun et utvalg variabler er derfor plukket ut til videre analyse. Det er foretatt en faktoranalyse for hver av de avhengige variablene som jeg har plukket ut. Dette er; kommunens kartlegging av biologisk mangfold, kommunens arbeid med biologisk mangfold, kommunens praktisering av bestemmelsene i plan og bygningsloven med tanke på strandområder og LNF – områder, samt kommunens oppfølging av slike bestemmelser og kommunens praktisering av bestemmelsene om motorferdsel i utmark Til sist kommer faktoranalyse over konflikter i kommunen og konflikter mellom stat og kommune. Til hver av analysene presenteres også alfa nivået på hver av faktorene.

Hensikten med en faktoranalyse er som beskrevet å redusere datamengden og få den til å bli mer håndterbar, men vel så viktig i prosessen er å få en validering av begrepene. For å få tilfredstilt kravene til begrepsvaliditet (det vil si gjennom konvergent og divergent validitet), medfører dette at variabler som ikke er målbare eller ikke innfrir validitetskravene må fjernes noe som igjen fører til at en faktoranalyse ofte må kjøres flere ganger før man sitter igjen med et anvendbart resultat. Stort sett ga testen nokså like resultater på samtlige analyser, men med enkelte avvik mellom hver av faktoranalysene. Disse blir kommentert nærmere i neste avsnitt sammen med presentasjonen av faktoranalyse.

Kommunens kartlegging av biologisk mangfold

Faktoranalysen viste at enkelte indikatorer ikke lot seg måle like bra og dermed måtte fjernes fra videre analyser. Dette gjaldt blant annet indikatorene *Ekom4* ("Hvordan vurderer du din egen kompetanse innen arealplanlegging, (for eksempel Plan og bygningsloven, friluftsloven og grønnstruktur i bebyggelse")), samt *ekom5* ("Hvordan vurderer du din egen kompetanse innen ledelse (for eksempel organisering, medvirkning, samarbeid og konflikthåndtering)"). Begge indikatorene viste høy innbyrdes korrelasjon med variabler som målte miljøansvarliges innflytelse over planverk. Dette er i og for seg ikke overraskende da det er nærliggende å tro

at både egenkompetanse innen arealplanlegging og ledelse er relatert til innflytelse over kommunens planverk. Trolig er det personer med kompetanse innen arealplanlegging og som har lederposisjoner som står for store deler av kommunens planarbeid. Likevel måler indikatorene to forskjellige begreper; kompetanse og innflytelse. Dermed ble både *ekomp4* og *ekomp5* fjernet fra analysen.

Ved reliabilitetsmåling viste det seg også at indikatorene *ekomp1* ("Hvordan vurderer du din egen kompetanse innen forurensing (for eksempel avrenning, gifthåndtering og søppelhånd)") og indikatoren *ekomp6* ("Hvordan vurderer du din egen kompetanse innen geografiske informasjonssystemer"), hadde en alfa på 0,442 og tilfredstilte dermed ikke kravet til nedre alfanivå, som er på 0,6. Disse ble fjernet fra videre analyse.

Et interessant fenomen som har oppstått i denne analysen er at indikatorene som måler kommunens samarbeid med andre organisasjoner nå har delt seg i to. Ved nærmere ettersyn viser det seg at indikatorene; "andre kommuner (interkommunalt samarbeid)", "etater i stat/fylke (for eksempel fylkesmannen, fylkeskommunen, veivesen osv)" og "andre sektorer i kommunen (for eksempel landbruk, teknisk, helse og sosial osv)", lader på faktor åtte, mens indikatorene; "frivillige organisasjoner (for eksempel natur og miljøvernorganisasjoner, jeger og fiskeforeninger og grunneierlag)", "næringslivsorganisasjoner" og "konsulentfirmaer" lader på faktor fem. Vi ser altså en deling mellom samarbeid med offentlige organisasjoner og private organisasjoner. På tross av denne delingen viste det seg å være kryssladning på indikatoren *samarb2* ("Har kommunen inngått forpliktende samarbeid med etater i stat/ fylke (for eksempel fylkesmannen, fylkeskommunen, veivesen osv)"). Indikatoren ladet 0,357 på faktor 4 som måler samarbeid med private organisasjoner og 0,442 på den faktoren som målte samarbeid med offentlige organisasjoner. For å unngå eventuelle problemer med multikollinearitet mellom disse faktorene ved senere analyser ble indikatoren fjernet fra analysen.

Den endelige faktoranalysen viser at indikatorene lader på ni av faktorene. Indikatorene *kkomp1-6*: som omhandler kommunens kompetanse har faktorladninger fra 0,552 til 0,777, noe som tilfredsstiller minstekrav til konvergent validitet på 0,3. Indikatoren *Innflp13* ("Jeg blir oppmuntret til å komme med forslag til hva kommunens miljødél i kommuneplanen skal inneholde") lader også på faktoren som måler kommunens kompetanse. Da det ikke er noen logisk sammenheng mellom disse begrepene, samt at differansen mellom ladningene ikke er

0,2 høyere enn hovedladningen beholdes denne. Analysen ser dermed ut til å innfri kravene til både konvergent- og divergent validitet. Utregningen av alfanivå viser også at samtlige gjenværende faktorer tilfredsstiller minstekravet til reliabilitet på 0,6.

Tabell 6.1: Tabellen viser faktorisering av kommunenes kartlegging av biologisk mangfold

	Faktor								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kkomp4	,777								
Kkomp3	,736								
Kkomp6	,673								
Kkomp1	,602								
Kkomp2	,599								
Kkomp5	,552								
Innflpl1		,894							
Innflpl2		,871							
Innflpl4		,829							
Innflpl3	,365	,615							
Integr3			,773						
Integr1			,733						
Integr2			,586						
Biokart									
Ressurs2				,904					
Ressurs3				,668					
Ressurs1				,625					
Samarb5					,955				
Samarb6					,569				
Samarb4					,494				
Engasj2						,824			
Engasj3						,487			
Engasj1						,486			
Samarb3							,937		
Samarb1							,506		
Innflbs1								,828	
Innflbs2								,651	
Ekom3									,856
Ekom2									,611
α-nivå	,859	,909	,792	,774	,758	,650	,727	,798	,676

Kommunens arbeid med biologisk mangfold

Faktoranalysen viser en del likhetstrekk med overstående analyse. Indikatoren *ekomp5* ("Hvordan vurderer du din egen kompetanse innen ledelse (for eksempel organisering, medvirkning, samarbeid og konflikthåndtering)"), viste høy innbyrdes korrelasjon med indikatorer som målte miljøansvarliges innflytelse over planverk. Da indikatorene innflytelse og kompetanse ikke kan sies å måle det samme begrepet valgte jeg å fjerne indikatoren *ekomp5* fra analysen.

Den avhengige variabelen *biomang* ("Kommunens arbeid med biologisk mangfold") ladet på faktoren som målte integrering av ulike integrering av konflikter/ uoverensstemmelser mellom stat og kommune. Jeg kan ikke se noen logisk forklaring på at variabelen *biomang* skulle legge seg der, og denne ble derfor fjernet fra faktoranalysen. Denne variabelen vil imidlertid bli benyttet som avhengig variabel i regresjonsanalyse senere. Da jeg som sagt ikke ser noen logisk sammenheng mellom den og de øvrige indikatorene den lader sammen med anser jeg det som uproblematisk.

Indikatorene *ekomp 1,4* og *6* ("Hvordan vurderer du din egen kompetanse innen; 1 forurensing, (for eksempel avrenning, gifthåndtering og søppelhånd), 4 arealplanlegging (for eksempel plan og bygningsloven, friluftsløven og grønnstruktur i bebyggelse) og 6 geografiske informasjonssystemer (GIS)"), ladet på samme faktor men det viste seg at alfakoeffisienten ble på 0, 576, noe som ikke tilfredsstiller minimumskravet på 0,6. Dermed ble disse utelukket fra videre analyse.

I likhet med første analyse delte indikatorene samarbeid seg i to faktorer. Indikatoren *samarb2* ("Har kommunen inngått forpliktende samarbeid med etater i stat/ fylke (for eksempel fylkesmannen, fylkeskommunen, veivesen osv)"), viste nokså lik krysslading på de to faktorene, og ble derfor fjernet.

Den endelige analysen viser at indikatorene lader på ni faktorer, samtlige tilfredsstiller minstekrav til konvergent validitet på 0,3. Når det gjelder divergent validitet så lader indikatoren *nnflpl3* ("Jeg blir oppmuntret til å komme med forslag til hva kommunens miljødél i kommuneplanen skal inneholde") på den samme faktoren som måler kommunens kompetanse, differansen mellom ladningene er imidlertid såpass stor, samt at dette ikke burde by på problemer. Analysen ser dermed ut til å tilfredsstille alle validitetskrav.

Tabell 6.2: Tabellen viser faktoranalyse over kommunens arbeid med biologisk mangfold.

	Faktor								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kkomp4	,778								
Kkomp3	,737								
Kkomp6	,677								
Kkomp1	,601								
Kkomp2	,597								,305
Kkomp5	,551								
Innflpl1		,895							
Innflpl2		,870							
Innflpl4		,826							
Innflpl3	,365	,615							
Integr3			,782						
Integr1			,728						
Integr2			,588						
Ressurs2				,908					
Ressurs3				,666					
Ressurs1				,626					
Samarb5					,953				
Samarb6					,569				
Samarb4					,494				
Engasj2						,812			
Engasj3						,493			
Engasj1						,491			
Samarb3							,937		
Samarb1							,506		
Innflbs1								,827	
Innflbs2								,651	
Ekom3									,750
Ekom2									,698
α-nivå	,859	,909	,792	,774	,758	,650	,727	,798	,676

Kommunens praktisering av Plan og bygningsloven med hensyn til bygging i strandsone og LNF område

Den endelige faktoranalysen viser at indikatorene lader på ti ulike faktorer. Samtlige faktorer i den endelige analysen antas å tilfredsstille kravene til konvergent og diskriminant validitet.

Første indikator lader høyt på samtlige faktorer, og samtlige indikatorer tilfredsstiller minstekravet på 0,3. Det var heller ingen kryssladninger av betydning.

Under analysen ble den avhengige variabelen *Pbl 5* ("Kommunen har ofte kjøpt opp strandområder for å sikre allmennheten adgang") fjernet. Dette på grunn av at denne ikke viste noen ladning på noen av faktorene. Årsaken til dette er vanskelig å se, men en kikk på de deskriptive analysene viser imidlertid at dette var en lite aktuell problemstilling for de fleste kommuner. For indikatorene *ekomp4* og *5*, *ekomp1* og *6*, se forklaring i de to foregående avsnittene.

Tabell 6.3: Tabellen viser de endelige resultatene fra faktoranalysen med kommunens praktisering av Plan og bygningsloven, med hensyn til bygging i strandsoner og LNF-områder.

	Faktor								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kkomp4	,760								
Kkomp3	,703								
Kkomp6	,672								
Kkomp2	,615								,352
Kkomp1	,596								
Kkomp5	,538								
Innflpl1		,890							
Innflpl2		,875							
Innflpl4		,821							
Innflpl3	,348	,611							
Samarb5			,745						
Samarb2			,649						
Samarb4			,584						
Samarb1			,571						
Samarb6			,560						
Samarb3			,540						
Pbl1				,804					
Pbl2				,681					
Pbl3				,631					
Pbl4				,414					
Ressurs2					,912				
Ressurs3					,659				
Ressurs1					,635				
Integr3						,733			

Integr1						,719			
Integr2						,565			
Engasj2							,744		
Engasj3							,519		
Engasj1							,510		
Innflbs1								,736	
Innflbs2								,717	
Ekom2									,786
Ekom3									,668
α-nivå	,859	,909	,804	,762	,774	,792	,650	,798	,676

Kommunens oppfølging av byggeavslag i strandsone og LNF områder

Under denne faktoriseringen viste deg seg at indikatorene *oppf 2* ("Kommunen drar ofte på befarings for å skaffe seg en oversikt over de faktiske forholdene i kommunen"), ikke ladet på noen av faktorene, noe som kan tyde på at spørsmålet var for vagt, eller at dette var en lite relevant problemstilling, denne variabelen ble derfor fjernet fra analysen.

Indikatorene *ekom4* og *5*, samt *ekom1* og *6*, ble også fjernet fra denne analysen, av samme årsak som nevnt tidligere. (Se forklaring i de to første analysene). Indikatorene som måler kommunens samarbeid med andre organisasjoner, delte seg i likhet med forrige analyse mellom privat og offentlig samarbeid, og det oppsto en krysslading på indikatoren *samarb2* ("Har kommunen inngått forpliktende samarbeid med etater i stat/ fylke (for eksempel fylkesmannen, fylkeskommunen, veivesen osv)"). Fenomenet behandles på samme måte som før, og indikatoren *samarb2* fjernes. Den endelige faktoranalysen som er presentert anses etter de vurderinger som er gjort som tilfredsstillende.

Tabell 6.4.: Tabellen viser de endelige resultatene fra faktoranalysen med kommunens oppfølging byggeavslag etter Plan og bygningsloven, med hensyn til bestemmelser om bygging i strandsoner og LNF-områder.

	Faktor									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Kkomp4	,778									
Kkomp3	,729									
Kkomp6	,677									
Kkomp2	,598									
Kkomp1	,596									

Kkomp5	,561									
Innflpl1		,892								
Innflpl2		,868								
Innflpl4		,823								
Innflpl3	,366	,608								
Oppflg3			,817							
Oppflg4			,767							
Oppflg5			,596							
Oppflg1			,459							
Integr3				,796						
Integr1				,710						
Integr2				,593						
Ressurs2					,895					
Ressurs3					,658					
Ressurs1					,631					
Samarb5						,948				
Samarb6						,576				
Samarb4						,496				
Samarb3							,936			
Samarb1							,506			
Engasj2								,677		
Engasj3								,545		
Engasj1								,531		
Innflbs1									,737	
Innflbs2									,711	
Ekom3										,742
Ekom2										,709
α-nivå	,859	,909	,780	,792	,774	,758	,727	,650	,798	,676

Kommunens praktisering av saker som angår motorferdsel i utmark

Den endelige faktoranalysen viser at indikatorene lader på ti faktorer. Samtlige ser ut til å gi greie målinger som tilfredsstillende både validitetskrav og reliabilitetskrav. Indikatorene *ekom4* og *5* samt faktoren *ekom1* og *6* ble fjernet av samme årsak som beskrevet i de to første faktoranalysene. Videre opptrådte indikatorene ”samarbeid” som flere ganger tidligere og delte seg i to, og indikatoren *samarb2* fikk krysslading. Dette ble håndtert som tidligere beskrevet.

Tabell 6.5: Tabellen viser den endelige faktoranalysen over Kommunens praktisering av saker som angår motorferdsel i utmark

	Faktor									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Kkomp4	,779									
Kkomp3	,740									
Kkomp6	,678									
Kkomp2	,612									
Kkomp1	,611									
Kkomp5	,561									
Innflpl1		,885								
Innflpl2		,866								
Innflpl4		,825								
Innflpl3	,371	,595								
Motor1			,800							
Motor2			,769							
Motor3			,522							
Motor5			,513							
Integr3				,786						
Integr1				,710						
Integr2				,589						
Ressurs2					,895					
Ressurs3					,675					
Ressurs1					,631					
Samarb5						,953				
Samarb6						,569				
Samarb4						,494				
Engasj2							,802			
Engasj3							,504			
Engasj1							,485			
Innflbs1								,806		
Innflbs2								,667		
Samarb3									,933	
Samarb1									,505	
Ekom3										,825
Ekom2										,643
α-nivå	,859	,909	,750	,792	,774	,758	,650	,798	,727	,676

Konflikter rundt kommunens miljøforvaltning

Analysen viste at indikatorene *ekomp4* og *5*, samt *ekomp1* og *6* fikk samme utfall som tidligere og ble fjernet fra analysen. Et nytt fenomen i denne analysen var at innføringen av de avhengige variablene som måler konflikter i kommunene førte til at indikatorene *innflbs1* ("Mine faglige råd og anbefalinger er alltid synlige i vedtakene") og *innflbs2* ("Mine råd og anbefalinger blir som oftest fulgt") ladet negativt på faktoren som måler ulike konflikter i kommunen. Indikatorene måler to ulike begreper; konflikter og innflytelse, og indikatorene som måler miljøansvarliges innflytelse over vedtak ble derfor fjernet fra analysen. Den endelige analysen identifiserte ni faktorer og ansees for å tilfredsstille alle validitets og reliabilitets krav.

Tabell 6.6: Tabellen viser den endlige faktoranalysen av konflikter rundt miljøforvaltningen i kommunen.

	Factor								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kkomp4	,794								
Kkomp3	,729								
Kkomp6	,682								
Kkomp1	,597								
Kkomp2	,594								
Kkomp5	,562								
Innflpl1		,906							
Innflpl2		,869							
Innflpl4		,831							
Innflpl3	,391	,634							
Konflik1			,714						
Konflik6			,675						
Konflik3			,638						
Konflik5			,601						
Konflik4			,593						
Konflik2			,588						
Integr3				,779					
Integr1				,718					
Integr2				,578					
Ressurs2					,875				
Ressurs3					,674				
Ressurs1					,639				
Samarb5						,959			

Samarb6						,561			
Samarb4				,318		,497			
Engasj2							,960		
Engasj1							,431		
Engasj3							,403		
Ekomp3								,816	
Ekomp2								,627	
Samarb3									,928
Samarb1									,487
α-nivå	,859	,909	,768	,792	,774	,758	,650	,676	,727

Konflikter mellom stat og kommune, angående kommunes miljøforvaltning

I denne analysen ble indikatorene *ekom 4 og 5* samt *ekomp1* og *6* behandlet som tidligere beskrevet. Utover dette var det ikke behov for å foreta noen inngrep i analysen. Den endelige analysen viser enkelte kryssladninger men disse ligger innenfor kravet til divergent validitet og indikatorene forblir uendret. Analysen ansees for å være tilfredsstillende.

Tabell 6.7: Tabellen viser den endelige faktoranalysen av konflikter mellom stat og kommune

	Faktor									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Kkomp4	,759									
Kkomp3	,729									
Kkomp6	,658									
Kkomp2	,593								,355	
Kkomp1	,577									
Kkomp5	,547									
Innflpl1		,891								
Innflpl2		,861								
Innflpl4		,816								
Innflpl3	,354	,607								
Stkonf5			,742							
Stkonf3			,633							
Stkonf4			,626							
Stkonf6			,577							
Stkonf1			,568							
Stkonf2			,562							
Integr3				,784						
Integr1			-,331	,675						

Integr2				,570						
Ressurs2					,886					
Ressurs3					,676					
Ressurs1					,639					
Samarb5						,935				
Samarb6						,582				
Samarb4				,301		,506				
Engasj2							,724			
Engasj3							,536			
Engasj1							,514			
Samarb3								,931		
Samarb1								,495		
Ekomp2									,800	
Ekomp3									,668	
Innflbs1										,787
Innflbs2										,668
α-nivå	,859	,909	,811	,792	,774	,758	,650	,727	,676	,798

6.3 Indeksering

De faktorene som er kommet med som resultat av faktoranalysen og som tilfredstiller kravene til divergens, konvergens og reliabilitet danner grunnlaget for etablering av indekser av studiens variabler. En indeksering innebærer at datamaterialet løftes fra indikatornivå til begrepsnivå. (Pallant 2005). Indekseringen i denne studien er basert på summeskår. Dette innebærer at faktoranalysen brukes til å etablere indeksen, men at det sees bort fra faktorladningens styrke. Alle målene får derfor like stor betydning for hver av de indekserte variablene (Kordahl & Jakobsen 2002). Følgende formel er benyttet ved konstruksjonen av indeksene: $X = (X_1 + X_2 + \dots + X_{n-1} + X_n) / n$.

7. Hypotesetesting

I dette kapitlet blir studiets hypoteser testet. Valideringen i forrige kapittel la grunnlaget for denne testingen. Som tidligere presentert har jeg flere problemstillinger som jeg ønsker å belyse. En slik undersøkelse av mange problemstillinger krever samtidige målinger av mange variabler, dette kan gjøres ved hjelp av multipel lineær regresjon. En annen grunn for å benytte multipel regresjonsanalyse er at jeg har en kausal modell som skal testes for medierende effekter. De multipelle regresjonsanalysene i SPSS er gunstige å bruke til dette formålet. Kapittel 7.1 starter med en redegjørelse for bruk av multipellregresjonsanalyse, og kriterier for bruk av slik analyse. Deretter redegjøres det for de medierende analysene og valg av test. Til slutt presenteres samtlige analyser

7.1 Multipell regresjonsanalyse

Regresjonsanalyse er en av mange statistiske metoder som benyttes for å studere/ evaluere sammenhengen mellom en eller flere uavhengige variabler $X_1, X_2, \dots, X_k$ og en avhengig variabel Y (Fugleberg & Kristianslund 1995). Den multipelle regresjonsmodellen er som følger:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \beta_4 X_4 + \dots + \beta_n X_n + \epsilon$$

- Y : utgjør den avhengige variabelen, som utgjør kommunenes saksbehandling
- X : utgjør de uavhengige variablene som er hypotesene 1- 4.
- β : utgjør de ukjente parametrene, som er assosiert med sine respektive variabler. Mer presist kan vi si at β uttrykker hvor mye Y øker med (positivt eller negativt) når
- β_0 : utgjør konstantleddet og uttrykker nivået på Y når alle X - ene er null.
- ϵ : utgjør feilleddet/ forstyrrelsesleddet. Ved innføring av dette leddet taes det høyde for at det kan finnes tilfeldige/ stokastiske fenomener som vi ikke har kontroll på og at også disse kan ha innvirkning på det som skal måles.

Regresjonsanalysen kan fortelle hvor mye av variansen i den avhengige variabelen som kan bli forklart av de uavhengige variablene, samt at den gir en indikasjon på hvor mye hver enkelt variabel bidrar med. Testen kan videre angi den statistiske signifikansen i resultatene, både i modellen som helhet, men også hver enkelt variabel. Noen typiske spørsmål som

multippel regresjon kan gi svar på er: Hvor godt et sett av variabler predikerer et bestemt resultat, og hvilken variabel av et sett variabler predikerer resultatet best (Pallant 2005).

7.1.1 Kriterier for bruk av regresjon

Multippel regresjon er basert på korrelasjon, men gir også anledning til en mer spesifisert undersøkelse av de innbyrdes sammenhengene mellom de ulike variablene som testes (Pallant 2005). Dette gjør at multipell regresjon er et særlig velegnet analyseverktøy for undersøkelser fra den ”virkelige verden”, fremfor typiske laboratorium eksperiment (Pallant 2005). Siden denne studien tar sikte på å studere reelle forhold i kommunen, anser jeg multipell regresjon som et godt analyseverktøy i denne sammenhengen.

En viktig forutsetning for å bruke multipell regresjon er at man kan gi en fornuftig begrunnelse for hvilke variabler som skal inngå i selve analysen. Variablene bør med andre ord ha en teoretisk eller begrepsmessig begrunnelse for å være der. Pallant (2005) sier det nokså beskrivende på denne måten: *Don't use multipell regression as a fishing expedition, you can not just throw variables into multipell regression and hope that, magically, answers will appear*”. I denne studien er dette kravet imøtekommet ved de variabler som inngår i regresjonen er en del av et sett hypoteser (en modell) og at antall variabler som analyseres er betraktelig begrenset sett i forhold til datasettet. De variablene som ikke er spesifisert gjennom hypotesesetting benyttes som kontrollvariabler. (Mer spesifikk begrunnelse for valg av de ulike variablene er tidligere beskrevet i metode kapittelet).

Tre ulike typer multipell regresjonsanalyser

Det finnes tre ulike typer multipell regresjonsanalyser. Disse er: standard eller samtidig regresjonsanalyse (standard or simultaneous), hierarkisk eller sekvensiell regresjons analyse (hierarcical or sequential) og stegvis (Stepwise) regresjonsanalyse. I dette studiet benyttes en standard regresjons analyse, som i følge Pallant (2005) er den mest kjente og brukte typen multipell regresjon. Denne metoden er velegnet dersom man har et sett med variabler og ønsker å få vite hvor mye av variansen i den avhengige variabelen som kan forklares ut ifra disse settene. Dette gjør det også mulig å få vite hvor mye av variansen i den avhengige variabelen som er forklart ut fra hver enkelt variabel (Pallant 2005). Ved bruk av en standard multipell regresjonsanalyse blir alle variablene puttet inn i likningen samtidig. Hver uavhengig variabel blir dermed vurdert ut i fra hvor godt den forklarer variansen i den avhangige variabelen når alle variablene er inkludert (Pallant 2005).

Ulike forutsetninger og teknikker ved bruk av multipell regresjon

Multipell regresjon gir mye informasjon men i følge Pallant (2005) er den til gjengjeld en av de mest ”kresne” statistiske teknikkene som krever at en rekke forutsetninger er innfridd før denne type analyse benyttes. Disse forutsetningen er stort sett allerede innfridd gjennom deskriptiv analyse, og videre gjennom valideringsprosessen, disse ble beskrevet i de to foregående kapitlene. For ordens skyld vil jeg likevel gi en kort redegjørelse for de ulike forutsetningene og teknikker som kan benyttes ved regresjonsanalyse.

Første forutsetning for bruk av multipell regresjon er at man må ha en utvalgsstørrelse som gjør resultatene generaliserbare, sett i forhold til andre studier. Akkurat hvor stort utvalg som kreves er det riktignok ikke enighet om. Utvalgsstørrelsen i dette studiet er imidlertid nærmere beskrevet i metode kapitlet og vil derfor ikke diskuteres ytterligere her. Når det gjelder generaliseringskravet så er dette også ivaretatt gjennom kontroll variabelen som måler antall innbyggere. Dette er en variabel som det vises til i en rekke studier og som vi derfor vet mye om. Denne vil derfor være en god indikator på om mine resultater er i samsvar med tidligere studier.

I spørreskjemaet er likert-skala fra en til sju i stor grad benyttet, og dataene er dermed ordinale. (Det vil si variabler det gir mening å rangere de verdiene kan ha, men ikke å si hvor mye større en verdi er i forhold til en annen verdi). Et problem med ordinale data er at det egentlig ikke gir mening å snakke om gjennomsnitt og standarddeviasjon, fordi variablene ikke har metriske egenskaper. At en respondent svarer 4 kan bety 3 for en annen. Dette gjør at dataene kan være beheftet med målefeil (Flora, & Curran 2004). De ordinale dataene behandles imidlertid som om de var kontinuerlige/ på intervalnivå (variabler hvor vi i tillegg til å rangere de ulike verdiene variablene kan ha i forhold til hverandre, også kan si hvor stort intervallet er mellom verdiene). Selv om en slik operasjon strengt talt ikke er tilatt, så er det i følge Gripsrud m. fl. (2004) vanlig praksis at man ”presser” dataene ved å anta at de er på intervalnivå. Man gjør neppe noen særlig store feil ved å forutsette at intervallene mellom svaralternativene er like, men at man må være klar over at det kan foreligge en feilkilde (Gripsrud m. fl. 2004)

Multikollinearitet og singularitet: Disse refererer til det innbyrdes forholdet mellom de uavhengige variablene. Multikollinearitet eksisterer når de uavhengige variablene er høyt korrelert med hverandre $r = 0,9$ eller høyere, Pallant (2005) understreker imidlertid denne

grensen er noe høy og at multikollinearitet kan være problematisk hvis $r < 0.90$ også. Singularitet oppstår når en uavhengig variabel måler mye av det samme som en annen uavhengig variabel (Pallant 2005). Multikollinearitet og singularitet ble delvis ivaretatt gjennom begrepsvalideringen, Med diskriminant validitet undersøkes ikke om variablene har lav kollinearitet, men om begrepene som måles er forskjellige.

Den multipell regresjonsanalysen gir anledning til å sjekke for multikollinearitet. I tabellen ”*Correlations*” angir hvorvidt det er korrelasjon mellom de ulike variablene. Aller først må man fastslå om det i det hele tatt er korrelasjon mellom den avhengige og de uavhengige variablene. Deretter kan korrelasjonskoeffisienten angi i hvilken grad det er korrelasjon mellom de ulike uavhengige variablene. Korrelasjonen mellom hver uavhengige variabel bør ikke overstige 0,7 (Pallant 2005, Tabachnick & Fidell 2001).

Tabellen correlation matrix, fanger nødvendigvis ikke opp alle problemer rundt multikollinearitet, man bør derfor sjekke dette ytterligere ved å se på ”*Tolerance*”- og ”*VIF*”-verdiene (disse verdiene er beskrevet i ”coeffisient” tabellen). Toleranse indikerer hvor godt variabelen i seg selv er forklarende, det vil si hvor mye av variansen som ikke er forklart ut fra de andre uavhengige variablene i modellen. Denne verdien er kalkulert ut fra formelen, $1 - R^2$ (Pallant 2005). Dersom denne verdien er veldig liten, det vil si mindre enn 0,1 er det en indikasjon på at den multipell korrelasjonen med andre variabler er veldig høy og det er dermed en fare for multikollinearitet. VIF (Variance inflation factor) representerer det motsatte av ”tolerance”-verdien (1 dividert på ”tolerance”). VIF verdier over 10.00 indikerer en viss fare for multikollinearitet og slike variabler bør vurderes fjernet fra analysen (Pallant 2005, Gripsrud m. fl. 2004). I denne studien bød imidlertid ikke dette på noe problem, ingen av verdiene i korrelasjonsmatrisen oversteg 0,7. Det var heller ingen av ”tolerance”-verdiene som var under 0,1, eller noen av VIF-verdiene over 10. I datasettet holdt samtlige variabler seg innen for kravet til korrelasjon som skulle være under 0,7, de aller fleste variablene viste korrelasjon under 0,5. Krav til ”Tolerance”- og VIF-verdiene så heller ikke ut til å være noe problem da samtlige variabler holdt seg godt innenfor grensene på 1 og 10.

Outliers, normalfordeling linneritet og homoskelastisitet er forhold som det bør taes høyde for. I forbindelse med den deskriptive analysen ble også en del av disse forholdene undersøkt. Blant annet ved at variabler som ikke tilfredstilte kravet til skjevhet og kurtosis, ble fjernet.

Dette ble nærmere beskrevet under kapittelet deskriptive analyser. Den multipell regresjonsanalysen gir også anledning til å vurdere disse forholdene, ved å studere residualplottene. Dersom dataene er tilfredsstillende med hensyn til disse forholdene vil et normalfordelingsplott (normal Probability Plot) vise at alle verdiene ligger i en nokså rett linje fra bunn til topp, fra venstre mot høyre. Videre vil scatter plottet vise at verdiene er tilnærmet rektangulært fordelt, med flest skår sentrert i midten (Pallant 2005).

Outliers i den avhengige variabelen kan defineres ved hjelp av scatterplot. Verdier som overstiger 3,3 eller -3,3 i plottet blir gjerne karakterisert som outliers (Pallant 2005, Tabachnick & Fidell 2001). Dersom man har mange forsknings objekter er det ganske vanlig at det opptrer enkelte outliers. Dersom disse kun utgjør noen få eksemplarer, ansees dette som akseptabelt (Pallant 2005). Etter å ha studert både normalfordelingsplott (normal Probability Plot) og Scatter plottet, viste det seg at de aller fleste variablene holdt seg innen for et akseptabelt nivå, det var enkelte outliers men ikke flere enn at dette ikke burde by på store problemer.

Evaluering av modellen og hver uavhengig variabel

Den multipell regresjonsanalysen gir både anledning til å evaluere modellen i sin helhet, samt hver av de uavhengige variablene. De mest interessante tingene man da bør se på i forhold til modellen i sin helhet er blant annet R-Square som forteller hvor mye av variansen i den avhengige variabelen som er forklart av modellen. Ved små utvalgsstørrelser (sample) kan R-Square ha en tendens til å overestimere verdien i populasjonen (Tabachnick & Fidell 2001). I den multipell regresjonsanalysen i SPSS presenteres derfor også den justerte R-Square (Adjusted R-Square) som gir et noe mer nyansert estimat i forhold til små populasjoner. For å vurdere den statistiske signifikansen til resultatene må man se på tabellen ANOVA (Pallant 2005).

Noe av poenget ved å bruke multipell regresjon er å kunne se hvordan de ulike uavhengige variablene virker inn på den avhengige variabelen. For å kunne sammenlikne de ulike variablene må vi ta en kikk på den standardiserte koeffisienten Beta. At verdiene er standardisert vil si at verdien av hver av de ulike variablene har blitt konvertert til samme skala slik at de kan sammenliknes med hverandre. Den variabelen i modellen som har den høyeste (standardiserte) betaverdien, har størst forklaringsverdi sett i forhold til den avhengige variabelen. Dersom man derimot ikke er ute etter å sammenlikne men ønsker å

konstruere en regresjonslikning, er det den ustandardiserte koeffisienten B som benyttes (Pallant 2005). Denne koeffisienten er derfor benyttet i medieringstesten som presenteres senere i kapitlet.

Kolonnene t og Sig forteller hvorvidt variabelen utgjør et signifikant enestående bidrag til likningen. Dette kan være avhengig av hvilke variabler som er inkludert i likningen og graden av korrelasjon mellom de ulike uavhengige variablene. Pallant (2005) advarte mot å bare ”kaste” mange variabler inn i analysen uten at det finnes en god teoretisk begrunnelse for å ha med de ulike variablene på grunn av at et stort antall variabler kan bidra til å øke problemet med multikollinearitet. Valget av både de avhengige variablene og kontrollvariablene i dette studiet har en teoretisk forankring, likevel medførte innføring av kontrollvariabler noe endringer i signifikansnivået. For å håndtere dette problemet ble det kjørt to parallelle regresjonsanalyser for hver av de avhengige variablene. Modellen ble testet med og uten kontrollvariabler. Ved å sammenlikne de to analysene kan jeg vurdere hvordan variablene X1 til X5 predikerer Y utover hva kontrollvariablene gjør. Dermed får jeg disse to multiple regresjonslikningene:

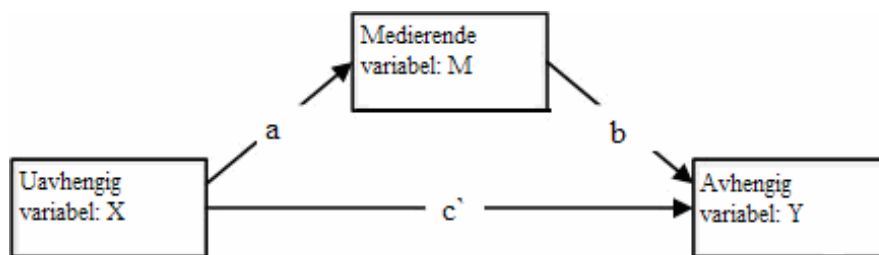
$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \beta_4 X_4 + \dots + \beta_n X_n + \varepsilon$$

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \beta_4 X_4 + \dots + \beta_n X_n + \text{kontrollvariabler} + \varepsilon$$

Resultatene av hver enkelt regresjon er presentert i vedlegg nr. 2.

7.2 Test av kommunens kompetanse som medierende effekt

Studien har dette som hypotese variablene: integrering, innflytelse, samarbeid og miljøansvarliges egen kompetanse vil virke positivt inn på kommunens kompetanse, noe som i sin tur vil virke positivt inn på kommunens saksbehandling. Studiens modell er med andre ord en medierende modell der kommunens miljøfaglige kompetanse er den medierende variabelen. Slike medierende modeller er særlig mye brukt i kvantitative psykologi studier. Formålet med disse modellene er å forsøke å identifisere og forklare den mekanismen som ligger under for den observerte sammenhengen mellom uavhengige og den avhengige variabelen, ved å inkludere en tredje forklarende variabel (Internett: Kenny website 2007).



Figur 7.1: Figuren illustrerer den mekanismen som ligger under for den observerte sammenhengen mellom uavhengige og den avhengige variabelen, ved å inkludere en tredje forklarende variabel

Figuren over illustrerer en medierende effekt. C forklarer den direkte effekten den uavhengige variabelen har på den avhengige variabelen. Den direkte effekten måler forholdet mellom avhengig og uavhengig variabel i fravær av den medierende variabelen. Hvor vidt vi har å gjøre med en medierende effekt kan vi så teste ut ved å innføre den medierende variabelen i modellen, for å se om det vil føre til endringer i den direkte effekten. Når den direkte effekten mellom den uavhengige og den avhengige variabelen (linje C i figuren over) ikke lenger statistisk forskjellig fra null, etter å ha kontrollert for den medierende variabelen, så er den medierende effekten komplett og man har full mediering. Dersom den absolutte størrelsen av den direkte effekten mellom den uavhengige og avhengige variabelen ikke er signifikant forskjellig fra null men likevel er redusert etter at man har testet den opp mot den medierende variabelen, har man en delvis mediering.

Ulike medieringstester

Det finnes flere ulike tester for å måle effekten av mediering, som for eksempel SEM (Structural Equation Modeling) og Bootstrapping. "The causal steps methods", også kaldt "Baron & Kenny metoden". Tross i at "Baron & Kenny metoden" er mye brukt har den også blitt kritisert for å ha en del begrensinger. Metoden og dens begrensinger er nærmere beskrevet i Baron & Kenny 1986 og Kenny 1998. Et alternativ til "Baron & Kenny metoden" er "The Sobel Test". Denne metoden er blitt omtalt for å være mer presis, ulempen med denne er at den har mindre statistisk styrke. Da denne testen likevel ser ut til å være mulig å håndtere, har jeg valgt å benytte meg av denne.

Utførelse av "The Sobel test"

Medierings analysen bruker estimatene og standard error fra følgende likninger (MacKinnon 1994):

$Y = cX + e_1$	Uavhengig variabel (X) predikerer avhengig variabel (Y)
$M = aX + e_2$	Uavhengig variabel (X) predikerer medierende variabel (M)
$Y = c'X + bM + e_3$	Mediator (M) predikerer avhengig variabel (Y) ved å kontrollere for den uavhengige variabelen X. Dette må være sant

"The Sobel Test" bestemmer signifikansen av den indirekte effekten til mediatoren ved å teste hypotesen om at det ikke er noen forskjell på den totale effekten og den direkte effekten. Den indirekte effekten av mediatoren er produktet av ab som er lik $(c - c')$.

Som nevnt ovenfor har vi full mediering dersom effekten av X på Y er null, når mediatoren er inkludert ($c' = 0$). (Judd & Kenny 1981). Dersom effekten av X på Y er redusert når mediatoren er inkludert er dette bevis for delvis mediering.

For å kalkulere signifikansnivået til den medierende effekten, må man dividere den medierende effekten med dens standard error (MacKinnon & Dwyer 1993). Ved å dividere den medierte effekten ($a*b$) med dens standardfeil, får vi en Z-verdi, som så kan leses av i de statistiske tabellene.

$$z_{ab} = \frac{a*b}{se_{ab}}$$

Sobels formel for å beregne se_{ab} , standardfeilen (standard error) av den medierte effekten ($a*b$), er:

$$se_{ab} = \sqrt{(a^2 * se_b^2) + (b^2 * se_a^2)}$$

Istedenfor å regne ut alle verdiene for hånd valgte jeg å benytte meg av en Excel kalkulator, som er utarbeidet av (Sande 2007). Ved å sette inn koeffisientene som nevnt ovenfor fikk jeg regnet ut en t- verdi og målte medieringens signifikans ut fra denne. Resultatene av medieringstesten er presentert i tabell 7.1 og 7.2

7.3 Resultat av hypotesetestingen

I følgende delkapittel presenteres resultatene fra hypotesetestingen. Som beskrevet over er det foretatt to parallelle analyser av samtlige variabler for å avdekke eventuell multikollinearitet ved innføring av kontrollvariabler. Eventuelle endringer i signifikansnivået ved innføring av kontrollvariablene vil bli diskutert. Studiens hypoteser tester effekten de uavhengige variablene har på kommunens kompetanse ($X \rightarrow M$), effekten kommunens kompetanse har på de avhengige variablene ($X, M \rightarrow Y$), og den medierende effekten til kommunens kompetanse ($X \rightarrow M \rightarrow Y$). Resultatene fra disse analysene vil derfor bli kommentert.

For å kunne si mer spesifikt hvilken effekt de ulike variablene har på hverandre må imidlertid også den direkte effekten de uavhengige variablene har på de avhengige ($X \rightarrow Y$) inkluderes, dette på grunn av analysenes omfang samt nødvendigheten av å se samtlige analyser i sammenheng. Samtlige analyser er derfor samlet i to store tabeller, en uten kontrollvariabler og en med alle kontrollvariablene. I tabellen er det enkelte tomme felter, det er på bakgrunn av resultatene fra faktoranalysene der indikatoren samarbeid i enkelte analyser delte seg i to grupper (samar13, samarbpriv), mens den i andre analyser ble målt som en indikator (Samarbutad). En samlet vurdering av resultatene fra samtlige analyser vil bli gitt i diskusjonskapittelet.

Tabell 7.1: Tabellen viser samtlige fire analyser uten kontrollvariablene.. Tabellen viser de standardiserte parametrene beta samt t-verdi.

Tabell uten kontrollvariabler

	biokart		bomang		pbl		pbl oppf		motorf		konf		Stkonf	
	beta	t	beta	t	beta	t	beta	t	beta	t	beta	t	beta	T
X → Y: Den direkte effekten av de uavhengige variablene på de avhengige														
Integrering	0,26	3,12**	0,21	2,67**	-0,24	-3,10**	0,15	1,87	-0,16	-1,93[†]	-0,18	-2,16*	-0,29	-3,88***
Innflplanverk	-0,06	-0,70	0,11	1,36	-0,18	-2,29*	0,17	2,23	-0,21	-2,57*	-0,06	-0,76	-0,20	-2,75**
Innflsak	-0,05	-0,65	0,05	0,65	-0,10	-1,25	0,17	2,15*	0,00	0,01			-0,14	-1,83[†]
ekomp23	0,11	1,44	0,21	3,01**	0,08	1,12	0,06	0,80	0,01	0,11	0,05	0,73	0,04	0,69
Samarbutad					0,00	0,01					-0,07	-0,80	-0,09	-1,16
samarb13	-0,02	-0,23	-0,12	-1,46			0,03	0,43	0,05	0,64				
Samarbpriv	0,03	0,37	0,01	0,17			0,05	0,65	0,05	0,56				

XM→Y: Effekten av kommunens kompetanse på de avhengige variablene														
Integrering	0,22	2,58*	0,18	2,23*	-0,21	-2,56*	0,13	1,59	-0,16	-1,89[†]	-0,14	-1,70[†]	-0,24	-3,23**
Innflplanverk	-0,11	-1,27	0,07	0,86	-0,13	-1,63	0,15	1,88[†]	-0,21	-2,49*	-0,01	-0,18	-0,14	-1,95[†]
Innflsak	-0,08	-0,93	0,03	0,42	-0,08	-0,96	0,16	2,00*	0,00	0,01			-0,11	-1,49
ekomp23	0,08	1,12	0,20	2,74**	0,10	1,45	0,04	0,64	0,01	0,10	0,07	0,98	0,07	1,11
Samarbutad					0,04	0,44					-0,04	-0,44	-0,05	-0,63
samarb13	-0,03	-0,42	-0,13	-1,61			0,03	0,33	0,05	0,63				
Samarbpriv	0,01	0,06	-0,01	-0,07			0,04	0,50	0,05	0,54				
komunenskomp	0,19	2,18*	0,15	1,71[†]	-0,19	-2,22*	0,09	1,03	0,01	0,06	-0,15	-1,66[†]	-0,22	-2,77**

X→M: Effekten av de uavhengige variablene på kommunens kompetanse														
Integrering	0,21	3,05**												
Innflplanverk	0,26	3,74***												
Innflsak	0,12	1,76[†]												
ekomp23	0,13	2,04*												
Samarbutad	0,18	2,63**												
samarb13														
Samarbpriv														

X → M → Y: Den medierende effekten														
Integrering	0,11	1,77[†]	0,03	1,49	-0,04	-1,79[†]	0,02	0,98	0,00	0,06	-0,03	-1,46	-0,04	-2,05*
Innflplanverk	0,11	1,88[†]	0,03	1,55	-0,04	-1,91[†]	0,02	0,99	0,00	0,06	-0,03	-1,52	-0,04	-2,22*
Innflsak	0,06	1,37	0,02	1,23	-0,02	-1,38	0,01	0,89	0,00	0,06	-0,02	-1,21	-0,02	-1,48
ekomp23	0,06	1,48	0,02	1,31	-0,02	-1,50	0,01	0,92	0,00	0,06	-0,02	-1,29	-0,02	-1,64
Samarbutad					-0,05	-1,70	0,01				-0,03	-1,41	-0,04	-1,91
samarb13	0,04	1,04	0,01	0,97			0,01	0,78	0,00	0,06				
Samarbpriv	0,07	1,43	0,02	1,27				0,91	0,00	0,06				

$t=1,653: p<0,1[†]$, $t=1,973: p<0,05^*$, $t=2,602: p<0,01^{**}$, $t=3,442: p<0,001^{***}$

Tabell7.2: Tabellen viser samtlige fire analyser med kontrollvariablene. Tabellen viser de standardiserte parametrene beta samt t-verdi.

Tabell med kontrollvariabler

	biokart		bomang		pbl		pbl oppf		motorf		konf		stkonf	
	beta	t	beta	t	beta	t	beta	t	beta	t	beta	t	beta	t
X → Y: Den direkte effekten av de uavhengige variablene på de avhengige														
Integrering	0,20	2,43*	0,18	2,19*	-0,21	-2,62**	0,08	1,06	-0,13	-1,52	-0,21	-2,54*	-0,24	-3,24**
innflplanverk	-0,08	-1,03	0,06	0,79	-0,14	-1,85†	0,14	1,80†	-0,16	-1,98*	-0,10	-1,34	-0,18	-2,48***
Innflsak	-0,05	-0,65	0,04	0,53	-0,09	-1,17	0,17	2,13†	0,02	0,19			-0,14	-1,93†
ekomp23	0,11	1,52	0,23	3,26**	0,07	1,04	0,06	0,86	-0,01	-0,08	0,06	0,88	0,04	0,58
samarbutad					0,02	0,28					-0,10	-1,18	-0,08	-1,11
samarb13	-0,01	-0,06	-0,07	-0,82			0,04	0,55	0,00	-0,05				
Samarbpriv	0,01	0,10	-0,05	-0,60			0,03	0,32	0,12	1,43				
Antinnb	0,12	1,56	0,22	3,07**	-0,15	-2,10*	0,12	1,68†	-0,24	-3,23**	0,21	2,87**	-0,14	-2,07*
Ressurser	-0,17	-2,34*	0,05	0,73	-0,03	-0,41	-0,20	-2,98**	-0,09	-1,33	0,15	2,04*	0,08	1,19
lokalforankring	0,06	0,74	0,09	1,14	-0,10	-1,34	0,10	1,40	-0,11	-1,36	0,12	1,53	-0,01	-0,18

XM→Y: Effekten av kommunens kompetanse på de avhengige variablene														
Integrering	0,18	2,17*	0,16	1,97*	-0,19	-2,31*	0,08	1,03	-0,13	-1,60	-0,17	-2,12*	-0,22	-2,88**
innflplanverk	-0,11	-1,34	0,04	0,48	-0,11	-1,36	0,14	1,72†	-0,17	-2,06*	-0,05	-0,66	-0,14	-1,89†
Innflsak	-0,07	-0,84	0,03	0,36	-0,07	-0,92	0,16	2,10*	0,01	0,11			-0,12	-1,63
ekomp23	0,09	1,27	0,21	3,03**	0,09	1,34	0,06	0,84	-0,01	-0,18	0,09	1,23	0,06	0,94
samarbutad					0,05	0,62					-0,06	-0,74	-0,05	-0,69
samarb13	-0,02	-0,23	-0,08	-0,95			0,04	0,54	-0,01	-0,12				
Samarbpriv	0,00	-0,06	-0,06	-0,72			0,02	0,31	0,11	1,35				
kommunenskomp	0,13	1,45	0,11	1,20	-0,16	-1,85†	0,01	0,07	0,06	0,62	-0,19	-2,15*	-0,18	-2,21*
Antinnb	0,10	1,27	0,21	2,79**	-0,12	-1,74†	0,12	1,63	-0,25	-3,28**	0,24	3,23**	-0,11	-1,65†
Ressurser	-0,15	-2,04*	0,07	0,93	-0,05	-0,75	-0,20	-2,91**	-0,09	-1,20	0,12	1,63	0,05	0,76
lokalforankring	0,05	0,62	0,08	1,04	-0,09	-1,20	0,10	1,39	-0,11	-1,41	0,13	1,75†	0,00	0,00

X→M: Effekten av de uavhengige variablene på kommunens kompetanse														
Integrering	0,15	2,16*												
innflplanverk	0,23	3,35***												
Innflsak	0,13	1,83†												
ekomp23	0,13	2,19*												
samarbutad	0,17	2,51*												
samarb13														
Samarbpriv														
Antinnb	0,15	2,52*												
Ressurser	-0,15	-2,53*												
lokalforankring	0,07	1,05												

X →M→ Y: Den medierende effekten														
integrering	0,05	1,21	0,02	1,06	-0,03	-1,41	0,00	0,07	0,13	0,60	-0,02	-1,52	-0,03	-1,52
innflplanverk	0,07	1,31	0,02	1,13	-0,03	-1,62	0,00	0,07	0,13	0,61	-0,03	-1,81†	-0,03	-1,81†
innflsak	0,04	1,12	0,01	1,00	-0,02	-1,30	0,00	0,07	0,13	0,59	-0,02	-1,39	-0,02	-1,39
ekomp23	0,05	1,20	0,01	1,05	-0,02	-1,42	0,00	0,07	0,13	0,60	-0,02	-1,54	-0,02	-1,54
samarbutad					-0,04	-1,49	0,00	0,07			-0,03	-1,63	-0,03	-1,63
samarb13	0,04	1,05	0,01	0,95					0,13	0,58				
samarbpriv	0,04	1,02	0,01	0,92			0,00		0,13	0,57				
Antinnb	0,05	1,26	0,02	1,09	-0,03	-1,50	0,00	0,07	0,13	0,60	-0,02	1,64	-0,02	-1,64
ressurser	-0,05	-1,24	-0,01	-1,08	0,02	1,50	0,00	-0,07	0,13	-0,60	0,02	-0,94	-0,02	1,64
lokalforankring	0,03	0,86	0,01	0,81	-0,01	-0,92	0,00	0,07	0,13	0,54	-0,01		-0,01	-0,94

$t=1,653: p<0,1†$, $t=1,973: p<0,05*$, $t=2,602: p<0,01**$, $t=3,442: p<0,001***$

H1- H4: Effekten de uavhengige variablene har på kommunens kompetanse ($X \rightarrow M$)

Modellen som testet hypotesene 1-4 om forhold som antas å virke positivt inn på kommunens miljøfaglige kompetanse var signifikant. Målingen av samtlige variabler (test med kontrollvariabler) viste at den totale justerte forklaringskraften (Adjusted R square) de uavhengige variablene hadde på kommunens samlede miljøfaglige kompetanse var på 36,5 prosent. Av de avhengige variablene er det miljøansvarlige sin innflytelse over planverk som har den største forklaringskraften med en standardisert betaverdi på 0,23 ($t=3,35$)

Av tabellene over fremgå det at:

- H1: Miljøansvarliges sin kompetanse har en positiv effekt på kommunes miljøkompetanse: støttes ($p < 0,05$).
- Hypotese 2: Horisontal integrering/ tverrsektorisering antas å ha en positiv effekt på kommunes miljøfaglige kompetanse: støttes ($p < 0,01$).
- Hypotese 3: Kommunens samarbeid utad/ outsourcing har en positiv effekt på kommunenes kompetanse: støttes ($p < 0,05$).
- H4: I kommuner hvor miljøansvarlig har høy grad av innflytelse, vil dette virke positivt inn på kommunens miljøfaglige kompetanse: støttes. Denne hypotesen blir målt med to ulike variabler, miljøansvarliges sin innflytelse over kommunes planarbeid og miljøansvarliges sin innflytelse i ulikevedtak. Sistnevnte fikk kun svak støtte ($t= 1,83$), mens miljøansvarliges sin innflytelse i kommunens planarbeid fikk sterk støtte ($t= 3,35$) og var den uavhengige variabelen i modellen som hadde størst forklaringsverdi.

Av kontrollvariablene viste det seg å være en positiv sammenheng mellom antall innbyggere og kommunens kompetanse ($t= 2,51$). Det var også signifikant negativ sammenheng mellom ressurser og kommunens kompetanse ($t= -2,52$). Kontrollvariabelen lokalforankring som måler lokalbefolkningens engasjement var den eneste variabelen som viste seg ikke å virke inn på kommunens kompetanse.

H5 Effekten kommunens kompetanse har på de avhengige variablene ($X, M \rightarrow Y$)

For å kunne gi et mest mulig reelt svar på effekten kommunens kompetanse har på kommunens saksbehandling testes dette på fem ulike avhengige variabler. Hypotese 5:

Kommunens kompetanse vil ha en positiv effekt på kommunens saksbehandling. Som reflektert i:

- f. Kommunens kartlegging av biologisk mangfold*
- g. Kommunens arbeid med biologisk mangfold*
- h. Kommunens praktisering av plan og bygningsloven*
- i. Kommunens oppfølging av plan og bygningsloven*
- j. Kommunens praktisering av motorferdsel i utmark*

Effekten kommunens kompetanse har på kommunes kartlegging av biologisk mangfold

Modellen som tester ulike forhold som kan påvirke kommunens saksbehandling var signifikant og hadde en total forklarings verdi på 12,9 prosent (Adjusted R square), når kontrollvariablene var inkludert. Den avhengige variabelen som måler hvor godt miljøhensyn er integrert i kommunen har den største forklaringskraften med en standardisert betaverdi på 0,18 ($t = 2,58$). Resultatene fra analysen viser at det er sammenheng mellom kommunens kartlegging av biologisk mangfold.

Før innføring av kontrollvariablene viste den medierende variabelen kommunens kompetanse signifikans på 0,03 det vil si $p < 0,05$. Etter innføring av kontrollvariablene ble signifikansnivået til kommunens kompetanse svekket og ble ikke lenger signifikant verken på 0,05 nivå eller 0,1 nivå. Studering av korrelasjonsmatrisen gir ingen åpenbarforklaring på hvorfor dette har oppstått da den ikke visers spesielt høy korrelasjon på mellom noen av variablene. Resultatene i tabell 7.2. viser at det er en sammenheng mellom kommunens kompetanse og både ressurser og antall innbyggere. Fra dette er det nærliggende å tro at det er disse variablene som har påvirket signifikansnivået på kommunens kompetanse. En nærmere kikk på kontrollvariablene i denne analysen kan muligens gi forklaringen på problemet. Her er det kun kontrollvariabelen "ressurser" som er signifikant ($p < 0,05$), mens kontrollvariabelen antall innbyggere ikke er signifikant. Sett i forhold til resultatene i første analyse hypotesene 1-4, kan dette tyde på at det har oppstått en overlapp mellom variabelen kommunens kompetanse og antall innbyggere, dermed er ingen av disse signifikante.

Av de øvrige variablene virket integrering positivt inn på kommunens kartlegging av biologisk mangfold, med en p-verdi $< 0,05$. Resurser Virker negativt inn på kommunens kartlegging også denne med en p-verdi $< 0,05$.

Kommunens arbeid med biologisk mangfold

Modellen som måler ulike forhold som kan påvirke kommunens arbeid med biologisk mangfold var signifikant med en total forklaringskraft på 14,6 prosent (Adjusted R square) etter inkludering av kontrollvariablene. Miljøansvarliges egenkompetanse innen viltforvaltning og naturvern (for eksempel biologisk mangfold og forvaltning av verna områder) var den variabelen som viste høyest forklaringsverdi på den avhengige variabelen med en betaverdi på 0,21 ($t=3,03$).

Resultatene fra analysen viser at kommunens kompetanse virket svakt positivt inn med $p<0,1$ før innføring av kontrollvariabler. Etter innføring av kontrollvariablene oppstår det igjen en svekkelse av signifikansnivået til kommunens kompetanse. I motsetning til forrige analyse er det denne gangen kontrollvariabelen "antall innbyggere" som har holdt seg signifikant og viser en positiv sammenheng med kommunens arbeid med biologisk mangfold ($t=2,794$). mens kontrollvariabelen "ressurser" ikke er signifikant. Jeg antar derfor at det er denne variabelen som overlapper med "kommunens kompetanse" denne gangen.

Av de øvrige variablene virket integrering positivt inn på kommunens arbeid med biologisk mangfold med $p<0,0$, Miljøansvarliges kompetanse virket positivt inn med $p<0,01$ og Antall innbyggerer virket positivt inn med $p<0,01$.

Kommunens praktisering av plan og bygningsloven (Pbl) med hensyn på bygging i strandsone og LNF-områder

Tabellen som måler kommunens praktisering av plan og bygningsloven var signifikant og hadde en total forklaringsverdi på 16,3 prosent (Adjusted R square) etter innføring av kontrollvariablene. Den avhengige variabelen integrering har den største forklaringskraften på den avhengige variabelen "kommunens praktisering av plan og bygningsloven" med en betaverdi på -0,19 ($t=-2,31$)

Samtlige av de signifikante variablene viser en negativ betaverdi. Dette kommer av at alle spørsmålene som måler kommunens praktisering av Plan og bygningsloven er negativt ladet (for eksempel: Kommunen gir ofte tillatelse til bygging av hytter i LNF-områder, dersom de skal nyttes i næringsøyemed, for eksempel reiseliv"). Dette påvirker dermed ladningen til betaverdien og det ser ut som om variablene har en negativ påvirkning, selv om

sammenhengen mellom de uavhengige variablene og den avhengige variabelen i realiteten er positive. Resultatene fra analysene viser at kommunens kompetanse har en svak negativ sammenheng på $p < 0,1$, etter innføring av kontrollvariablene. For innføring av kontrollvariabelen hadde den p-verdi på $p < 0,05$.

Av de øvrige variablene så viste integrering en negativ sammenheng på $p < 0,05$, antall innbyggere viste en svak negativ sammenheng med $p < 0,1$, Miljøansvarliges innflytelse over planverk viste en svak negativ sammenheng på $p < 0,1$ før innføring av kontrollvariabler. Variabelens signifikansnivå ble svekket etter innføring av kontrollvariabler og tilfredstilte ikke minimumskravet til et signifikansnivå på $p < 0,1$.

Kommunes oppfølging av byggeavslag etter plan og bygningsloven

Modellen som måler kommunes oppfølging av byggeavslag etter plan og bygningsloven, var signifikant, og hadde en total forklaringsverdi på 23,1 prosent. Denne gangen var det kontrollvariabelen "ressurser" som hadde høyest forklarings styrke på den avhengige variabelen "oppfølging". Sammenhengen viste seg å ha en negativ betaverdi på -0,20 ($t = -2,90$).

Resultatene fra analysen viser at det ikke er en sammenheng mellom kommunens kompetanse og dens oppfølging av oppfølging etter plan og bygningsloven. Derimot viste Miljøansvarlige sin innflytelse over kommunens planverk viste en svak positiv sammenheng med $p < 0,1$. Miljøansvarliges innflytelse over vedtak viste en positiv sammenheng med $p < 0,05$ og ressurser viste en sterkere men negativ sammenheng med $p < 0,01$

Kommunens praktisering av motorferdsel i utmark etter motorferdselsloven

Modellen som måler kommunens praktisering av motorferdsel i utmark etter motorferdselsloven viste seg å være signifikant og har en total forklaringsverdi på 15,1 prosent. Av de avhengige variablene var det kontrollvariabelen "antall innbyggere" som hadde den høyeste betaverdien, -0,25 ($t = -3,28$) og dermed også størst forklaringskraft på den avhengige variabelen som måler kommunenes praktisering av motorferdsel i utmark.

Resultatene fra analysen viser at det ikke er noen sammenheng mellom kommunens kompetanse og dens praktisering av motorferdsel i utmark etter motorferdselsloven.

Spørsmålene som måler kommunens praktisering av motorferdsel i utmark er negativt stilt, (For eksempel: "Vår kommune gir ofte dispensasjon for motorisert ferdsel i utmark", og "vår kommune pleier å gi hyttefolk tillatelse til kjøre snøskoter til og fra hytta"). Dermed får mange av de avhengige variablene en negativ ladning. Miljøansvarliges sin innflytelse over kommunens planverk, viste seg å ha en negativ sammenheng innenfor $p < 0,05$. Antall innbyggere viste en sterk negativ sammenheng på $p < 0,001$. Integrering av miljøansvar viste en svak negativ sammenheng på $p < 1,0$ før innføring av kontrollvariabler, etter innføring av kontrollvariablene ble denne sammenhengens svekket og ble ikke lenger signifikant.

Forhold som viser en sammenheng mellom: kommunens kompetanse og konflikter

H7: Kommunens miljøfaglige kompetanse vil ha en positiv effekt på eventuelle konflikter i miljøforvaltningen. Som reflektert i:

- c. Konflikter i kommunen.*
- d. Konflikter mellom stat og kommune.*

Forhold som påvirker konflikter i kommunen

Modellen som måler ulike konflikter i kommunen var signifikant og viste en total forklaringsstyrke på 15,9 prosent, etter innføring av kontrollvariablene. Av de avhengige variablene var det kontrollvariabelen "antall innbyggere" som hadde høyest forklaringsstyrke med en betaverdi på 0,24 ($t = 3,23$) og et signifikansnivå på 0,001.

Resultatene fra analysene viser at kommunens kompetanse og konflikter hadde en negativ sammenheng på $p < 0,05$. Av de øvrige variablene viste lokalt engasjement for første gang signifikans og hadde en svak positiv sammenheng med konflikter i kommunen på $p < 0,1$ nivå. Ellers viste antall innbyggere viste en sterk positiv sammenheng med $p < 0,01$. Integrering av miljøansvar i kommunen viste en negativ sammenheng på $p < 0,05$.

Både integrering og kommunens kompetanse viser en negativ sammenheng med konflikter i kommunen og har betaverdier på -0,17 og -0,19. For å forklare dette må vi se på spørsmålsstillingen rundt den avhengige variabelen "konflikter i kommunen". Denne er basert på "likert-skala" med en spørsmålsskala fra 1-7 der graden av konflikt er økende fra en til sju. (For eksempel: "I vår kommune er det generelt høyt konfliktnivå rundt miljøforvaltningen" og "Det er store konflikter i vår kommune mellom jordvern og utbyggingsinteresser"). Av

dette følger det at negative sammenhenger vil virke dempende, det vil si at økt integrering og kompetanse vil bidra til å dempe på konfliktene i kommunen.

Begge de to uavhengige variablene (integrering og kommunens kompetanse) fikk endret signifikansnivå etter innføring av kontrollvariablene, men denne gangen bidro det til å styrke signifikansnivået. Dette tyder på at fraværet av kontrollvariabler førte til at sammenhenger som faktisk er til stede ikke ble observert. Noe som understreker kontrollvariablenes betydning.

Forhold som påvirker konflikter mellom stat og kommune

Modellen som måler forhold som påvirker konflikter mellom stat og kommune var signifikant og hadde en totalforklaringsverdi på 30,1 prosent, etter innføring av kontrollvariablene. Den avhengige variabelen ”integrering” som måler hvor godt miljøhensyn er integrert i alle sektorer i kommunen hadde den høyeste forklaringsverdien med en betaverdi på -0,22 (-2,88).

Resultatene fra analysen viser at det er negativ sammenheng mellom kommunens kompetanse og konflikter mellom stat og kommune, Variabelen hadde en p-verdi på $p < 0,05$, før innføring av kontrollvariablene

Ellers viste det seg å være en negativ sammenheng mellom den avhengige variabelen (konflikter mellom stat – og kommune) og integrering med $p < 0,01$, før integrering av kontrollvariabler var denne sammenhengende enda sterkere med $p < 0,001$. Miljøansvarliges innflytelse over kommunens planverk viste en svak negativ sammenheng og hadde p-verdi på $p < 0,1$. Også denne gangen er det kun negative sammenhenger mellom de signifikante variabelen og kontrollvariablene. Forklaringen er lik den som er beskrevet ovenfor.

Den medierende effekten av kommunens kompetanse ($X \rightarrow M \rightarrow Y$), målt gjennom Sobels medierings test

Regresjonsanalysene som er presentert viser hvilken sammenheng det er mellom de uavhengige og de avhengige variablene. For å kunne få et fullstendig svar på hypotese H6 og H8 må det videre testes om i hvilken grad kommunenes kompetanse utgjør en medierende

effekt mellom de uavhengige variablene, (egenkompetanse, integrering, samarbeid og innflytelse) og de avhengige variablene saksbehandling og konflikter.

Studiens modell indikerer at kommunenes kompetanse har en medierende effekt mellom de uavhengige og avhengige variablene. Dette er videre uttrykt i hypotese 6 og 8.

H6: Kommunens miljøfaglige kompetanse vil ha en medierende effekt mellom kommunens saksbehandling og forhold som antas å påvirke kompetanse.

H8: Kommunens miljøfaglige kompetanse vil ha en medierende effekt mellom konflikter i miljøforvaltningen i kommunen og forhold som antas å påvirke kompetanse.

Sobel's test gir ikke støtte for mange medierende effekter. De tidligere resultatene fra studiens regresjonsanalyser kan imidlertid tyde på at dette er en konsekvens av testens svake statistiske styrke. Funnene der viste at kommunens kompetanse virker signifikant inn på saksbehandling og konflikter, og at samtlige uavhengige variabler virket inn på kommunens kompetanse. Det er i seg selv et tegn på mediering. Samtidig tydet enkelte av resultatene på at det kun var delvis mediering – slik som for eksempel effekten av integrering.

Resultatene av medieringstesten tyder på at kompetanse i liten grad har en medierende effekt, spesielt i de testene hvor kontrollvariablene var inkludert. Her medierte kommunenes kompetanse mellom miljøansvarlige sin innflytelse over planverk og konflikter i kommunen samt konflikter mellom stat og kommune.

Medieringen var imidlertid svak da med en p-verdi på $p < 0,1$. I de testene hvor kontrollvariablene ikke var inkludert viste det seg at kommunens kompetanse har en svak medierende ($p < 0,1$) effekt mellom integrering av miljøansvar i kommunen og miljøansvarlige sin innflytelse over saksbehandling av kartlegging av biologisk mangfold, og kommunens praktisering av plan og bygningsloven. Kommunes kompetanse hadde også en medierende effekt mellom integrering av miljøansvar i kommunen og miljøansvarlige sin innflytelse over saksbehandling og konflikter mellom stat og kommune her med en noe sterkere p-verdi på $p < 0,05$.

7.4 Oppsummering av hovedfunn i hypotesetesting

Til sammen åtte ulike hypoteser er blitt testet. Hovedfunnene fra samtlige hypotesetester er presentert i tabellen under.

Tabell 7.3: Oppsummerende tabell hypotesetest

Hypotese	Forventet retning	Funn	t-verdi u kontrollvar.	t-verdi m kontrollvar.	konklusjon
H1: Egenkompetanse → kommunens kompetanse	+	+	2,04	2,19	Støtte
H2: Integrering → kommunens kompetanse	+	+	3,05	2,16	Støtte
H3: Samarbeid → kommunens kompetanse	+	+	2,63	2,51	Støtte
H4: Innflytelse → kommunens kompetanse	+	+	3,74 / 1,76	3,35/1,83	Støtte
H5: Kommunens kompetanse → saksbehandling					
Herunder:					
• Kartlegging av biologisk mangfold	+	+	2,18	1,43	Støtte
• Arbeid med biologisk mangfold	+	+	1,71	1,20	Støtte
• Praktisering av Plan og bygningsloven (Pbl)	+	+	-2,22	-1,85	Støtte
• Oppfølging av byggeavslag i henhold til Pbl	+	0	1,03	0,07	Ikke støtte
• Praktisering av motorferdselsloven	+	0	0,06	0,62	Ikke støtte
H6: Kommunens kompetanse medierer → kommunens saksbehandling	+	delvis	-	-	Delvis støtte
H7: Kommunens kompetanse → konflikter					
Herunder:					
• Konflikter i kommunen.	+	+	-1,66	-2,15	Støtte
• Konflikter mellom stat og kommune	+	+	-2,77	-2,21	Støtte
H8: Kommunens kompetanse medierer → konflikter i kommunen	+	delvis	-	-	Delvis støtte

Resultatene fra samtlige hypotesetester, viser at flertallet av hypotesene får støtte. Unntakene er i hypotese 5. Der det viser seg at kommunens kompetanse ikke har noen direkte effekt på verken kommunens oppfølging av plan og bygningsloven eller kommunens praktisering av motorferdselloven. Variabelen kommunes kompetanse ser ut til å bli påvirket av kontrollvariablene ressurser og antall innbyggere, siden disse ved flere analyser har endret

signifikansnivået til variabelen kommunens kompetanse. Resultatene viser at kommunens kompetanse har en sammenheng mellom både saksbehandling og konflikter.

Når det gjelder kommunens kompetanse som en medierende effekt så kan det se ut til at Sobel testens svake statistiske styrke ga utslag på resultatene. I følge testen medierte kommunens kompetanse på noen få områder, resultatene fra regresjonsanalysen kan tyde på at det er mediering flere plasser enn det som kom frem av Sobels teten.

Variablene som måler kommunens samarbeid med andre organisasjoner viste ingen signifikant sammenheng med verken kommunens saksbehandling eller konflikter. Dersom vi memorerer tilbake til faktoranalysene, viste det seg at indikatorene som måler samarbeid delte seg i to, mellom samarbeid med offentlige organisasjoner og samarbeid med private organisasjoner. Indikatoren *samarb2*: (Har kommunen inngått forpliktende samarbeid med etater i stat/ fylke (for eksempel fylkesmannen, fylkeskommunen, veivesen osv)). Hadde imidlertid krysslading mellom de to faktorene, som måler samarbeid med private organisasjoner og samarbeid med offentlige organisasjoner. Denne indikatoren ble derfor fjernet fra analysen. Når det nå viser seg at ingen av samarbeidsvariablene blir signifikante kan det være et tegn på at variablene "*samarbeid13*" og "*samarbeidpriv*" egentlig utgjør et såkalt andregrads begrep. Det vil si at de to faktorene egentlig utgjør to dimensjoner av en mer generell faktor samarbeid. For å sjekke dette utførte jeg derfor en ny regresjonsanalyse der de to variablene "*samarb 13*", og "*samarbpriv*", ble byttet ut med "*samarbutad*". Dette ga imidlertid ingen endring av resultatenes signifikansnivå. Det kan dermed se ut til at samarbeid kun har en positiv effekt på kommunens kompetanse men bidrar ikke i særlig grad til å bedre verken saksbehandling eller konfliktnivået verken i kommunen eller mellom kommune og stat.

8. Diskusjon og implikasjoner

I dette kapittelet diskuteres problemstillingene opp mot studiens funn. Problemstillingene som diskuteres er som følger:

1. Hva er miljø-kompetanse i kommunene? Herunder: Hvordan kan det defineres og måles?
2. Hvilken rolle spiller miljøkompetanse i kommunene?
3. Er miljøkompetanse viktig for saksbehandling og konflikter i kommunene?
4. Medierer kommunens miljøkompetanse sammenhengen mellom miljøansvarlig sin kompetanse, innflytelse, integrering samt samarbeid, og saksbehandling og konflikter?
5. Hva virker inn på miljøkompetanse i kommunene? Herunder: Miljøansvarliges kompetanse, miljøansvarliges innflytelse, integrering i kommunen og samarbeid med andre.

Diskusjonen er delt inn i tre delkapitler. I kapittel 8.1, oppsummeres hovedtrekkene i studien basert på studiens problemstillinger. Deretter vil det i kapittel 8.2 bli redegjort for implikasjoner for ledelse og praksis. I kapittel 8.3 vil studiens begrensninger og implikasjoner for videre forskning bli diskutert.

8.1 Oppsummering – forklaring av resultater

For å kunne svare på de problemstillingene som ble stilt innledningsvis i studien er det blitt benyttet flere ulike analyseteknikker for å komme frem til et mest mulig pålitelig resultat. De deskriptive analysene og faktoranalysene har gjennom en valideringsprosess lagt grunnlaget for selve hypotesetestingen, mens de multipell regresjonsanalysene samt medieringstesten har gitt svar på selve hypotesetestingen. For å kunne måle om kommunenes kompetanse har en medierende effekt eller for å kunne måle hvilken effekt de ulike variablene har på hverandre for øvrig, er det blitt gjennomført tre ulike regresjoner samt en medieringstest. Følgende effekter er blitt målt:

- Den direkte effekten de uavhengige variablene har på de avhengige ($X \rightarrow Y$)
- Effekten kommunens kompetanse har på de uavhengige variablene ($X, M \rightarrow Y$)
- Effekten de uavhengige variablene har på kommunens kompetanse ($X \rightarrow M$)
- Den medierende effekten av kommunens kompetanse ($X \rightarrow M \rightarrow Y$), testet gjennom Sobels medierings test.

Resultatene fra disse analysene ble presentert i forrige kapittel (oppsummerende tabell 7,1 og 7,2).

8.1.1 Effekten personlig kompetanse, innflytelse, integrering og samarbeid har på kommunens kompetanse

Analysene gir støtte til alle de fire hovedhypotesene (H1-H4), noe som tyder på at de vurderingene som ble gjort under hypotesesettingen stemmer. Både miljøansvarlige sin kompetanse, innflytelse, integrering av miljøansvar og samarbeid med andre organisasjoner virker positivt inn på kommunens miljøfaglige kompetanse. I tillegg viste det seg også å være en sammenheng mellom kommunes størrelse (målt i antall innbyggere) samt ressurser i miljøforvaltningen, og kommunens miljøfaglige kompetanse.

Effekten miljøansvarliges personlige kompetanse har på kommunens miljøkompetanse

Miljøansvarliges kompetanse viste seg å ha en positiv effekt på kommunens miljøkompetanse i sin helhet, dette resultatet samsvarer med definisjonen av organisasjonens kompetanse som i kapittel 2.3 ble beskrevet som den summen av kompetanse organisasjonen disponerer gjennom sine medarbeidere (Lai 2004). Resultatet støttes også av tidligere studiers evalueringer av MIK-reformen (Hovik & Johansen 1994, Hovik 1991 og Jansen 1991). I følge Hovik (1991) bidro ansettelsen av miljøvernledere med å øke kommunens kompetanse etter som miljøvernlederne var generelt høyt utdannet og innenfor fagområder som den gang var ny for kommunen. Tilførselen av miljøfaglig kompetanse førte til at kommunene også tok tak i miljøproblemer som gikk utover de tradisjonelle VAR tjenestene (vann, avløp og renovasjon). Man fikk blant annet en betydelig økt satsning på typiske grønne miljøområder som friluftsliv i utmark og naturvern. Det ble også registrert nye oppgaver innen kulturminner, renovasjon, kildesortering, innsamling og resirkulering (Hovik 1991, Hovik & Johansen 1994).

I denne studien er miljøansvarlige sin kompetanse er ført og fremst målt ut fra kompetansebegrepets kunnskapskomponent, siden dette lettest lar seg måle gjennom en slik kvantitativ spørreundersøkelse. Resultatene av dette er beskrevet i de deskriptive analysene i kapittel 5. Her kom det blant annet frem at de miljøansvarlige vurderte sin egen kompetanse for å være generelt høy. Dette gjaldt også innen viltforvaltning og naturvern, til tross for at det kun var rundt 30 prosent av de miljøansvarlige som oppga å ha biologi eller naturforvaltning som bakgrunn. Generelt sett må man kunne si at de miljøansvarliges egen vurdering av sin personlige kompetanse gjenspeiler deres utdanningsnivå som også må kunne ansees for å

være høyt. Dette ble også bekreftet i korrelasjonstesten i kapittel 5 som påviste god samvariasjon mellom de objektive målene på kompetanse, og miljøansvarliges sin subjektive vurdering av egen kompetanse.

Effekten miljøansvarliges innflytelse har på kommunens miljøkompetanse

I følge redegjørelsen for kompetanse begrepet i kapittel 2.3, kommer ikke den personlige kompetansen til uttrykk i en organisasjon med mindre de ansatte får brukt sin kompetanse og har en reell innflytelse (Lai 2004, Bandura 1986). Det er derfor vesentlig at miljøansvarliges innflytelse taes i betraktning, når man skal vurdere kommunens miljøfaglige kompetanse. Miljøansvarliges innflytelse er blitt målt ut fra hans oppfattelse av sin egen innflytelse i vedtak og innflytelse i kommunens planarbeid. Begge disse faktorene viste seg å ha en positiv påvirkning på kommunens kompetanse. Dersom vi ser tilbake til presentasjonen av de deskriptive analysene i kapittel 5, ser vi at miljøansvarlige sin innflytelse over planverk og miljøansvarliges innflytelse over vedtak på en skala fra 1 til 7 har en gjennomsnittsverdi på henholdsvis 4,78 og 4,74. Dermed ser det ut til at de fleste miljøansvarlige mener de har middelsgod innflytelse i kommunen, og at deres innflytelse er med på å heve kommunens kompetanse i sin helhet.

Studiens resultater tyder på at de miljøansvarlige generelt har fått mer innflytelse i dag enn det som var tilfellet under MIK-reformen. Hovik og Johansen (1994) antydte at manglende innflytelse kunne være en av årsakene til at så mange miljøvernledere ble skifte ut i midten av MIK perioden. Denne antagelse er i stor grad blitt bekreftet av Kvalvågnes (2003).

Miljøvernlederne ser ut til å mene at de har en reell innflytelse i kommunen, og da speilet i kommunens planarbeid. Det kan på den ene siden tyde på at kommunene har vært gjennom en modningsprosess og at de i større grad enn tidligere har tatt innover seg viktigheten av at miljøhensyn integreres i kommuneplanene. På en annen side kan dette også være en konsekvens av at så mange kommuner har lagt ned sin miljøvernlederstilling. Det er sannsynlig at de kommunene som har valgt å videreføre miljøstillingene også er de kommunene som mener at denne kompetansen er viktig for at kommunen skal kunne ha en utvikling som ivaretar miljøet. Det er derfor også naturlig at de miljøansvarlige som jobber i disse kommunene har en reellinnflytelse fordi kommunen i sin helhet ønsker dette. Funn i Bjørnæs & Lafferty (2000) tyder på at det er mye som taler for denne teorien, de fant blant annet i sin studie en klar sammenheng mellom det å ha en miljøansvarlig og evnen til å integrere miljøhensyn i planlegging. Av kommunene som ikke hadde noen miljøansvarlig,

hadde 79 prosent heller ikke miljøplan (Bjørnæs og Lafferty 2000). En annen forklaring kan også være den at mange av de personene som i dag sitter med miljøansvaret i utgangspunktet er kommuneplanleggere, at de mener å ha stor innflytelse over kommunens planer er logisk. Dette kan være en årsak til at det først og fremst er innen kommuneplanleggingen at de miljøansvarlige sin innflytelse kommer til syne.

Effekten integrering har på kommunens miljøkompetanse

Med "Verdenskomisjonens rapport" og Lokal Agenda 21, ble det klar at miljøansvaret skulle være sektorovergripende slik at miljøhensynet ble integrert i alle sektorer. Siden integrering først og fremst handler om at de enhetene som er integrert skal klare å opptre på et koordinert vis, burde dette isolert sett føre til bedre resultater. Dermed burde integrering bidra til en generell heving av kommunenes miljøkompetanse. Resultatene i studien gir støtte for denne hypotesen og viser at integrering virker inn på kommunens kompetanse. Dette kan tyde på at i godt organiserte og velfungerende kommuner vil en slik integrering kunne veie opp for en del kompetansekrav, spørsmålet er da hvor godt organisasjonen fungerer

Dette får også i stor grad støtte av Bjørnæs (2002). Til tross for at daværende miljøvernminister Siri Bjerke i sin tid mente at nedbyggingen av miljøvernlederstillingene var et tegn på at miljøspørsmål nå var integrert i kommunenes virksomhet (Kommunal rapport 23, april 2001, i Bjørnæs 2002). Så viser Bjørnæs (2002) til at denne "integreringsforklaringen" ikke fikk noen støtte i deres studie. Han sier: *For at en slik integreringsforklaringen skulle finne støtte i vårt materiale ville vi forvente at de kommunene med den mest aktive og integrerte politikken i forhold til miljø og bærekraftig utvikling som ikke lenger så behovet for en egen stilling som miljøvernleder. Det burde ikke komme som noen overraskelse at vi ikke finner særlig støtte for en slik forklaring i vårt materiale.* Den store byggeaktiviteten i strandsonen og på fjellet er vel i seg selv en indikasjon på at miljøhensyn ikke er tilstrekkelig integrert i alle sektorer.

Effekten samarbeid har på kommunens miljøkompetanse

Samarbeid viste seg å ha en positiv effekt på kommunens kompetanse, det tyder på at kommunene klarer å dra veksler på hverandres kompetanse rent læringsmessig. Samarbeid hadde imidlertid ingen direkte effekt på verken saksbehandling eller konflikter i kommunen. Dette kommer også klart frem i de deskriptive analysene der respondentene sier at det samarbeid med andre først og fremst gir gevinst i form av økt kompetanse, men at dette ellers

ikke bidrar til at kommunen får bedre kapasitet, eller saksbehandling. Samarbeid har mange fordeler, men er samtidig svært krevende på flere områder. Begge parter har forventninger om at deres interesser vil bli ivaretatt (Bjørvik & Haukedal 1998). Dette forutsetter at partene må ha samme fokus på hva som er deres målsetting, samt at de må ha oversikt over hvordan organisasjonene går overens både strategisk og kulturelt (Kaufmann & Kaufmann 1998). Dette medfører dermed et grundig forarbeid slik at alle relevante forhold er avklart. Slunter man unna med dette kan det gi merarbeid, fremfor samarbeid. Samarbeid forutsetter også et gjensidig avhengighetsforhold, der begge parter skal yte på sitt område (Haugland 2004). Dermed stilles det krav om høyere grad av spesialisering innenfor det området man har fått ansvaret for. Med utgangspunkt i dette kan det dermed tilsi at samarbeid faktisk stiler høyere krav til spesialisering og faglig kompetanse.

Resultatene i denne studien tyder på at Gulati (1998) sine funn om at samarbeid både er vanskelig og ressurskrevende, også gjelder for norske kommunene. Det faktum at man både har mange ulike organisasjonsstrukturer, organisasjonskulturer samt at man har en fysisk avstand til hverandre kan være med å gjøre kommunikasjon vanskelig. En liten indikasjon på dette fikk jeg allerede under utsendelsen av spørreskjema. Der enkelte samkommuner ikke så ut til å være helt enige om hvem som egentlig skulle svare på skjemaet. I det ene tilfellet endte det med at ingen svarte. En evaluering av kommunalt samarbeid utført av ECON (2006), viser at antall interkommunale samarbeid er omfattende (Nilsen 2006) Likevel viser det seg å være vesentlige styringsproblemer forbundet med slikt samarbeid. En utfordring i følge Nilsen (2006) er at samarbeidet ofte er organisert i ”mer eller mindre formaliserende avtaler”. En årsak til at effekten av samarbeid ”stopper opp” ved kommunens kompetanse kan være at samarbeidet mellom kommunene ikke er preget av profesjonalitet. For eksempel ved at formalisering ikke blir brukt under de riktige betingelser, der det er riktig og viktig å bruke slike virkemidler.

8.1.3 Effekten kommunens kompetanse har på saksbehandlingen, herunder kompetansens medierende effekt

Effekten av kommunens kompetanse på saksbehandlingen

Kommunes kompetanse var den variabelen som i sterkest grad ble påvirket av innføringen av kontrollvariablene, dette ble kommentert under presentasjonen av resultatene. Foruten denne ”forstyrrelsen” viste det seg at kommunes kompetanse hadde en positiv effekt på alle variablene foruten kommunens oppfølging av plan- og bygningsloven og praktisering av motorferdselloven. Dette gir en klar indikasjon på at kompetanse er viktig. At kommunens kompetanse ikke har noen effekt på oppfølging av plan- og bygningsloven kommer trolig av at dette ikke først og fremst er et spørsmål om kompetanse, men om ressurser i form av både tid, penger og menneskelig arbeidskraft. Hvorfor kommunes kompetanse ikke har noen direkte effekt på kommunens praktisering av motorferdselloven er noe mer usikkert. En forklaring kan være at denne problemstillingen berører få kommuner i spørreundersøkelsen, og at dette dermed har gitt utslag på resultatene. Liten variasjon/få observasjoner kan gi dette resultatet.

Utover disse to unntakene så viser det seg at kompetanse har en vesentlig betydning for kommunenes behandling av saker som berører miljøhensyn. Videre viser det seg også at kompetanse har en konfliktdempende effekt på både konflikter i kommunen og konflikter mellom stat og kommune. Grunnen til dette er trolig at miljøfaglig kompetanse bidrar til at kommunen lettere forstår argumenter for sine tiltak og reguleringer. Dette er også blitt understreket av flere forskere tidligere. Som det ble sagt av Nastalslid (1994) i hans evaluering av MIK-reformen ”*Statleg informasjonsekk ikkje langt dersom det ikkje finnes relevante mottakarar for denne informasjonen i kommunane. Dersom miljøinteressene skal få gjennomslag i den lokale politikken, må difor desse interessene ha inntak i dei kommunale institusjonane* ” (Naustdalslid 1994:42). Et annet poeng er at jo høyere miljøkompetanse som fins i kommunen desto lettere vil det gjøre kommunikasjonen blant de kommuneansatte fordi de da vil forstå hverandre bedre når miljøforvaltning diskuteres, dermed vil det være enklere for kommunen å finne middeveier som er gunstige for alle parter.

8.1.4 Kommunens kompetanse som medierende effekt

Resultatene fra Sobel's test ga ikke støtte for mange medierende effekter. Som tidligere påpekt kan dette skyldes testens lave statistiske styrke. Resultatene fra regresjonsanalysene tyder på at det kan være delvis mediering innen flere områder. Studiens funn viser at kompetanse har en stor effekt i de fleste tilfellene. Videre viser funnene at kommunens kompetanse virker signifikant inn på saksbehandling og konflikter, og at samtlige uavhengige variabler virket inn på kommunens kompetanse. Det er i seg selv et tegn på mediering. Samtidig tydet enkelte av resultatene på at det kun var delvis mediering – slik som for eksempel effekten av integrering.

Når det gjelder den medierende effekten som ble påvist under Sobels testen, så viste det seg at resultatet ble påvirket av kontrollvariablenes tilstedeværelse. Med kontrollvariabler var det kun mellom *miljøansvarlige sin innflytelse over planverk*, og *konflikter i kommunen- og konflikter mellom stat og kommune*, at kompetanse hadde en medierende effekt. Uten kontrollvariablene hadde *kommunens kompetanse* medierende effekt på de to uavhengige variablene *integrering- og innflytelse* og de tre avhengige variablene *kartlegging av biologisk mangfold*, *kommunes praktisering av plan- og bygningsloven* og *konflikter mellom stat og kommune*. Det var også en mediering mellom *kommunes praktisering av plan- og bygningsloven* samt *konflikter mellom stat og kommune*, og *samarbeid utad*. Disse funnene er interessante fordi alle disse faktorene har en naturlig tilhørighet til hverandre.

Hensikten med at alle kommuner har fått pålegg om å kartlegge alt biologisk mangfold i kommunen, er med tanke på at det biologiske mangfoldet i det aktuelle området skal være avgjørende for om området skal kunne utbygges eller ikke. Dersom det for eksempel viser seg å være viktige rødlistearter i et område bør dette området båndlegges som viktige naturområder i kommuneplanen. Medieringen er spesielt tydelig mellom *miljøansvarlige sin innflytelse* og *kommunes kartlegging av biologisk mangfold*, siden effekten av miljøansvarliges innflytelse kun kommer til uttrykk gjennom mediering av kommunens kompetanse. Det kommer trolig av at det kun er den miljøansvarlige i kommunen som har kompetanse nok innenfor dette feltet til å utføre et slikt arbeid. Derav følger det også at miljøansvarlige sin innflytelse vil ha en positiv effekt på kommunen sin praktisering av plan- og bygningsloven. Personen som har mest fagkompetanse innenfor miljø er trolig den best kvalifiserte til å sørge for at miljøhensyn blir ivaretatt i kommunens arealplanlegging.

At integrering av miljøansvar også blir mediert av kommunes kompetanse på de samme områdene er også forståelig fordi en generell økning av kommunens miljøkompetanse vil virke positivt på alle saksområder som berører miljøet. Samtidig er det grunn til å tro at bedre integrering vil kunne gi bedre utnyttelse av den kunnskapen som er i ulike deler av kommunens organisasjon. Gjennom bedre koordinering knyttes disse bedre sammen, og utnyttes bedre. Dermed blir kompetansen til kommunen sett under ett også bedre, som igjen gir bedre muligheter for å oppnå gode resultater. I neste instans virker dette positivt inn på konfliktnivået mellom stat og kommune. Økt miljøkompetanse i kommunen, som følge av miljøansvarliges innflytelse og integrert miljøansvar i alle sektorer, vil med all sannsynlighet bidra til at kommunen har en forståelse for de signaler som gies og vil dermed anstrenge seg for å oppfylle de nasjonale målsetninger som er gitt.

Kommunens kompetanse hadde også medierende effekt mellom kommunens samarbeid utad og kommunes praktisering av plan- og bygningsloven samt konflikter mellom stat og kommune. Igjen er det altså de avhengige variablene praktisering av *plan-og bygningsloven* samt *konflikter mellom stat og kommune* som medieres av kommunens kompetanse. Dette forsterker antagelsen om at kompetanse er svært viktig innenfor disse områdene. Sett i forhold til tidligere evalueringer av interkommunalt samarbeid er disse resultatene litt overraskende. Samarbeid innen natur, vern og areal utgjorde kun 6 prosent av de kommunale samarbeids områdene (Nilsen 2006). En årsak til dette var i følge Weigård (1991) at interessekonflikter innen arealplanlegging viste seg å gjøre interkommunalt samarbeid nesten umulig. Resultatene fra denne studien viser imidlertid ikke hvilket samarbeid det her er snakk om. Siden den medierende effekten er rettet mot akkurat disse to avhengige variablene (*plan-og bygningsloven* samt *konflikter mellom stat og kommune*), er det trolig at det her først og fremst er snakk om samarbeid mellom offentlige organisasjoner. Dette beror på plan- og bygningslovens krav om samordning av statlig, fylkeskommunal og kommunal virksomhet, som det ble redegjort for i kapittel 2.2. Når samarbeidet mellom disse fungerer som det skal, er det også sannsynlig at konfliktene mellom stat og kommune blir mindre.

Selv om miljøansvarliges kompetanse virker direkte og positivt inn på kommunens kompetanse, så ser det i følge Sobel-testen ikke ut til at miljøansvarliges kompetanse medieres av kommunens kompetanse verken når det gjelder saksbehandling eller konflikter i kommunen. Dette skulle dermed tyde på at miljøansvarlige sin kompetanse først og fremst påvirker saksbehandling og konfliktnivået i kommunen direkte. Resultatene fra analysen viser

imidlertid at miljøansvarlige sin kompetanse kun har en direkte positiv effekt på kommunens arbeid med biologisk mangfold. Dette er mest sannsynlig en konsekvens av faktoranalysen. Under faktoranalysen viste det seg at indikatorene som målte miljøansvarliges kompetanse innen ledelse, arealplanlegging, forurensing og geografiske informasjonssystemer (GIS) ikke var spesielt gode indikatorer da de enten ladet på "feil faktor" eller fikk for lave verdier på reliabilitetsmålingene. Disse måtte derfor utelukkes fra den videre analysen. Dermed ble det kun miljøansvarliges kompetanse innen viltforvaltning og naturvern som er brukt som mål for deres kompetanse. Når miljøansvarlige sin kompetanse kun er analysert på bakgrunn av kompetanse innen viltbiologi og naturvern er det naturlig at det også først og fremst er innen dette området at miljøansvarlige sin kompetanse får en direkte påvirkning

8.1.5 Hva påvirker det enkelte saks og konfliktområdet

For å gi en klarhet i hvilke faktorer som er avgjørende for hvert saksområde og for konflikter i kommunen samt konflikter mellom stat og kommune gies en kort oppsummering over resultatene med utgangspunkt i hver avhengige variabel.

Kommunens kartlegging av biologisk mangfold

For å få gjennomført kartlegging av biologisk mangfold er der særlig tre faktorer som peker seg ut. Dette er integrering av miljøhensyn i alle sektorer, kommunes miljøkompetanse og ressurser. Biologisk mangfold berører svært mange ulike sektorer eks både landbruk, skogbruk og grøntområder i tettbebyggelse. At miljø er integrert i alle sektorer og at man har en dialog er derfor viktig for å få gjennomført det praktiske arbeidet, med kartlegging av biologisk mangfold. Som tidligere beskrevet vil en godt integrert miljøforvaltning føre til en økt miljøkompetanse i kommunen, den medierende effekten kommunens kompetanse har mellom integrering og kartlegging av biologisk mangfold er et bevis på dette. Kartlegging av biologisk mangfold er i seg selv et svært krevende arbeid både faglig og tidsmessig. Selv om kommunene har mulighet til å søke om tilskudd for å få kartlagt biologisk mangfold, så oppgir kommunene manglende økonomi som den største hindringen i arbeidet, videre oppgis manglende kompetanse som et stort problem (Søbak 2003). En del kommuner har derfor leid inn konsulenter til å bidra med dette (Søbak 2003).

Kommunens arbeid med biologisk mangfold

Kommunes arbeid med biologisk mangfold er i særlig stor grad avhengig av integrering og kommunens miljøkompetanse i sin helhet. I tillegg utpeker miljøansvarlige sin kompetanse innen viltforvaltning og naturvern seg ut som spesielt viktig innen dette området. (Dette er den variabelen som hadde størst forklaringskraft under regresjonsanalysen av kommunens arbeid med biologisk mangfold). Dette tyder på at det å ha personer med naturvitenskaplig bakgrunn er en viktig faktor for arbeidet med å bevare biologisk mangfold, noe som i og for seg ikke er noen stor overraskelse. I tillegg til disse viste det seg også at kommunestørrelse hadde en positiv effekt, dette skulle tyde på at det først og fremst er de store kommunene som er kommet lengst med dette arbeidet.

Kommunens praktisering av Plan og bygningsloven

For kommunens praktisering av plan og bygningsloven med hensyn til strandsone og LNF-områder, så viser det seg at både kommunens kompetanse, miljøvernlederens innflytelse over kommunes planverk, integrering og samarbeid utad er viktige faktorer. Integrering og innflytelse påvirker kommunens praktisering av plan-og bygningsloven både direkte og indirekte gjennom den medierende effekten av kommunens kompetanse. Dette tyder på at både integrering og innflytelse to sentrale faktorer i denne sammenhengen.

Antall innbyggere var også en faktor som så ut til å ha betydning for praktisering av plan- og bygningsloven. Dette kan ha en sammenheng med at strandsone utbygging særlig har vært forbundet med de store byene og tettsteder. Årets statistikk fra KOSTRA (kommune- stat rapportering), tyder imidlertid at mer grissgrendte strøk er på full fart etter (Internett: Statistisk sentralbyrå).

Kommunens oppfølging av byggeavslag i henhold til plan og bygningsloven

Når det gjelder kommunes oppfølging av sine egne vedtak så viste det seg som at det særlig er ressurser i form av økonomi, tid og arbeidskraft som er en avgjørende faktor. En slik oppfølging er både tidkrevende og ressurskrevende, dersom kommunen har knapt med ressurser fra før av er det derfor ikke rart at de ikke makter å følge opp slike saker. Problemet med manglende oppfølging er imidlertid at kommunen får det igjen ved økt kriminalitet, dersom folk ser at ulovligbygging ikke får noen følger vil man lett få en holdning om at det ikke er så farlig om man bygger på litt der man måtte ønske. Dermed kommer kommunen fort inn i en ond sirkel som vil kreve mer og mer ressurser å komme ut av.

I tillegg til ressurser ser vi også her at integrering og miljøansvarliges innflytelse er viktig. Miljøansvarlige sin innflytelse av enkeltvedtak var av betydning. Dette er nokså naturlig med tanke på at slike saker er basert på enkeltvedtak. Antall innbyggere viste seg også å ha en sammenheng med kommunens oppfølging av slike saker. En årsak til dette kan være at store kommuner generelt har en større administrativ kapasitet og dermed har mer mulighet til å ta tak i slike saker.

Kommunens praktisering av motorferdsel i utmark

For kommunenes praktisering av motorferdselsloven var det først og fremst faktorene integrering, miljøansvarlige sin innflytelse og antall innbyggere som hadde en effekt. At antall innbyggere har en effekt i dette tilfellet, har en så enkel forklaring som at det først og fremst er i store utmarkskommuner med få innbyggere at motorferdsel i utmark er en relevant problemstilling. Grunnen til at integrering og miljøansvarlige sin innflytelse viser seg å ha en effekt innenfor dette feltet, har samme forklaring som beskrevet tidligere. God integrering gir en generell heving av kommunens miljøfaglige kompetanse, dermed blir man generelt mer flink til å ta miljøhensyn. En god integrering kan komme som et resultat av at man har en miljøansvarlig med reell innflytelse i kommunen, og er med sin kompetanse med på heve kommunens kompetanse i sin helhet.

Konflikter rundt miljøforvaltningen i kommunen

Resultatene viser at det særlig er integrering, kommunes kompetanse, antall innbyggere, ressurser og lokalforankring som har en effekt på konfliktnivået i kommunen. At både integrering og kompetanse er viktig for konfliktnivået i kommunen er forståelig. Som forklart under ”kommunens kompetanse” så er det naturlig at jo flere som kan noe om miljø desto lettere blir diskusjonen rundt miljøforvaltningen og saksområder den berører. Når antall innbyggere og ressurser har en effekt, har dette trolig en sammenheng med at store kommuner gjerne har flere ressurser og høyere kompetanse (Hovik & Myrvold 2001). Dermed unngår man en del problemer. At konfliktnivået kan være høyere i små kommuner kan ha en sammenheng med at det tidligere påpekte ”alle kjenner alle” problemet gjør seg gjeldene. Hovik & Myrvold (2003) viser til at små forhold gir kort avstand mellom den enkelte innbygger og politisk og administrativ ledelse i kommunen. Familie og vennskapsbånd kan føre til habilitetsproblemer og gjennomsiktighet kan gi en konkret og personfokustert tilnærming, snarere enn prinsipiell tilnærming (Hovik & Myrvold 2001).

Konfliktnivået i er større i små kommuner kan også ha med ha med forhandlingskraft å gjøre. I en småkommune kan en enkelt person gjøre masse ”ugang”, bli sterkt synlig i den lokale debatten, uten en gang å få med seg andre meningsfeller. I en større kommune vil trolig de fleste vegre seg mot å engasjere seg sterkt i en konflikt, med mindre de har mange meningsfeller som støtter dem. I store kommuner vil jeg tro at kommunen har relativt stor makt i forhold til enkeltpersoner og/grupper fordi den representerer mange. Et annet moment kan være at storkommunene kan ha mindre variasjon i preferanser. Interessene vil muligens være sterkt knyttet til rekreasjon og miljø blant den jevne borger. I småkommuner vil derimot næringsvirksomhet som baserer seg på utmark/naturressurser være relativt mer viktig for mange innbyggere, for eksempel hyttebygging/turisme, jordbruk/skogbruk. Dette kan videre forklare hvorfor lokalt engasjement ser ut til å bidra til et sterkere konfliktnivå i kommunen, sterke interesser gir et sterkt engasjement innenfor både enkeltsaker og kommuneplanlegging. Dette er tidligere diskutert ovenfor.

Konflikter mellom stat og kommune

For konflikter mellom stat og kommune er integrering, kommunens kompetanse, samarbeid utad og miljøansvarliges innflytelse som har en effekt, årsaken til disse er som beskrevet ovenfor blant under medierende effekter. Det som er interessant her er at miljøansvarlige sin innflytelse over både kommunes planverk og enkeltvedtak gjør seg gjeldene. Det kan tyde på at i kommuner hvor den miljøansvarlige har stor innflytelse over kommunens planverk vil det være færre innsigelser fra andre offentlige myndigheter på kommuneplanene. Når miljøansvarlige sin innflytelse over enkeltvedtak også viser seg å ha en effekt, kan dette videre tolkes som et tegn på at disse kommunene har færre enkeltvedtak som blant annet innvilger dispensasjonssøknader.

8.1.6 Effekten av studiens kontroll variabler

Kommunestørrelse, målt i antall innbyggere

Kommunestørrelse, målt i antall innbyggere er kanskje den faktoren som oftest er blitt påpekt som en avgjørende faktor for kommunens kompetanse, av den grunn fungerer denne som en solid kontrollvariabel. Resultatene fra denne studien gir støtte til disse funnene, også her hadde antall innbyggere en signifikant effekt på kommunens kompetanse.

Kommunes kompetanse gir imidlertid ingen medierende effekt mellom antall innbyggere og saksbehandling. Antall innbyggere ser derimot ut til å ha en direkte effekt på samtlige saks og konfliktområder med unntak av kartlegging av biologisk mangfold. At kartlegging av biologisk mangfold skiller ut på dette området kan komme av at kartlegging av biologisk mangfold har vært et satsningsområde for staten, og kommunene er pålagt å gjennomføre denne kartleggingen og de skulle egentlig vært ferdig med dette arbeidet innen 2003. Det faktum at dette har vært et satsningsområde hvor kommune blant annet har fått midler til gjennomføringen, deriblant tilbud om konsulent hjelp, kan ha bidratt til at de fleste kommuner har klart å gjennomføre dette, uansett størrelse.

Ressurser i miljøforvaltningen

I følge Bjarnes og Lafferty (2000) ble kommuneorganisasjon inkludert økonomi oppgitt å være den viktigste hinderet for kommunenes arbeid med Lokal Agenda 21. Også i denne studien gir kommunene signaler om at ressursene i miljøforvaltningen er et problem både når det gjelder menneskelige ressurser, tid og penger. Resultatene i denne studien viser en negativ sammenheng mellom kommunes kompetanse og ressurser. For lite ressurser er med andre ord med på å svekke kommunenes miljøfaglige kompetanse. For å kunne si noe mer om den generelle ressursituasjonen har jeg sett nærmere på de deskriptive analysene i vedlegg 1. Disse viser at det først og fremst er mangel på tid og menneskelige ressurser som er den største hindringen for å utføre ønskede aktiviteter disse har en gjennomsnitts verdi på henholdsvis 5,11 og 4,93. Deretter kommer mangel på finansielle ressurser med en gjennomsnittsverdi på 4,58. Disse tallene tyder på at ressursmangelen ikke er prekær, men at miljøforvaltningen i kommunene nok lider noe under at man ikke får gjort alt man burde på grunn av lite tid og mangel på menneskelig kapasitet. Dette er vel i og for seg faktorer som henger noe sammen. Sett til bake til de deskriptive analysene i kapittel 5, hvor over 71 prosent av respondentene oppgir at de bruker mindre enn halvparten av arbeidstiden sin på miljørelaterte saker så er kanskje ikke dette så rart.

Lokalt engasjement

Lokalt engasjement var den kontrollvariabelen som jeg hadde minst forhåndsinformasjon om. Den viste ingen effekt på noen av områdene med unntak av en svak effekt på konflikter i kommunen. Her viste det seg at dets mer engasjerte lokalbefolkningen var dets høyere ble konfliktnivået. Lokalt engasjement er målt ut fra lokalbefolkningens engasjement sett opp mot kommunens arealplanlegging, enkeltsaker og tips angående miljøkriminalitet. Selv om

engasjementet ble målt til å være rundt middels med en gjennomsnittsverdi på 4,34, så er det særlig enkeltsaker som engasjerer (Gjennomsnitt 5,07), det viser at folk kjemper for å få gjennom sine egne saker. Dette er trolig også årsaken til at økt engasjement ser ut til å øke konfliktnivået i kommunen. Engasjement drevet av preferanser og interesser, og dersom disse møter motstående interesser, oppstår det konflikter. Når en slik konflikt først har oppstått kan den videre eskalere og føre til enda større engasjement og konfliktnivå.

8. 2 Implikasjoner for ledelse og praksis

I dette kapittelet vil jeg på bakgrunn av oppsummeringen av resultatene i kapittel 8.1 trekke noen konklusjoner og anbefalinger for miljøforvaltningen.

8.2.1 Bedre miljøkompetanse i kommunen- bedre saksbehandling, færre konflikter

Hovedfunnene i denne studien tyder på at kommunens miljøfaglige kompetanse har en positiv effekt på både saksbehandling og konflikter. Med høy miljøfaglig kompetanse blir saksbehandlingen bedre og konfliktene mindre. Når det er slått fast, er spørsmålet videre hva som skal til for å heve kommunens miljøfaglige kompetanse.

Hva skal til for å heve den miljøfaglige kompetansen i kommunen?

Resultatene i studien gir støtte til hypotesen om at miljøansvarlige sin kompetanse innen viltforvaltning og naturvern, miljøansvarliges innflytelse, integrering av miljøansvar samt at kommunen samarbeider med andre bidrar til å heve kommunens miljøfaglige kompetanse. Integrering viser seg å ha en generell positiv effekt på samtlige områder, både kommunens kompetanse, kommunes saksbehandling og konflikter. Til tross for at ”integreringsforklaringen” er blitt kritisert” (Bjørnæs 2002), tyder resultatene i denne studien på at prinsippene om en sektorovergripende miljøforvaltning er riktig. At det er såpas stor variasjon på de miljøansvarliges vurdering av andre sektors miljøhensyn, er imidlertid betenkelig. Resultatene tyder på at det er stor variasjon mellom kommunene på dette området, miljøhensyn er ikke så godt innarbeidet i alle sektorer som man hadde ønsket. Trolig er det flere forklaringer på dette. Kommunenes ulike forutsetninger som det ble redegjort for i kapittel 2.1 kan være en årsak til at dette vurderes såpas forskjellig fra kommune til

kommune. En annen ting kan være at lokale miljøkonflikter i stor grad har vist seg å stå mellom ulike sektorer innad i kommunen, dermed kan interne konflikter være en hemsko for integreringen (Hovik & Reitan 1994). I så fall er dette et tegn på at det må tas tak i kommunenes interne organisering både strukturelt og kulturelt for at miljøansvar skal bli integrert så godt at det fungerer etter intensjonen.

I følge programmet Livskraftige kommuner, så ser det ut til at nettverksbygging og interkommunalt samarbeid, er miljøforvaltningens nye satsningsområde for Stoltenberg II regjeringen. I denne studien hadde kommunens kompetanse en svak medierende effekt mellom samarbeid og kommunens praktisering av plan-og bygningsloven samt konflikter mellom stat og kommune. Utover dette hadde samarbeid ingen direkte effekt på saksbehandlingen. Når man vet at slikt samarbeid er svært krevende i seg selv kan det tenkes at det "koster mer enn det smaker". På en annen side så viser hovedfunnene i denne studien at kompetanse gir bedre resultater, så selv om samarbeid ikke viser noen direkte effekt på saksbehandlingen så tyder resultatene på at kompetanse muligens medierer forholdet mellom samarbeid og resultater, og at samarbeid dermed indirekte bidrar til bedre resultater. For at samarbeid i seg selv skal ha noen direkte effekt på saksbehandlingen tyder erfaringer fra interkommunalt samarbeid på samarbeidet bør utføres mer profesjonelt, (Nilsen 2006 og Weigård1991).

På spørsmål om sektorovergripende miljøansvar/ integrering og samarbeid med andre organisasjoner kan erstatte den miljøansvarliges stiller jeg meg imidlertid tvilende til, både som "forsker" og som naturforvalter. Til det viser både erfaringene fra MIK-reformen (Hovik & Johansen 1994, Hovik 1991) og Lokal Agenda 21 (All m. fl. 2002, Bjørnæs 2002 og Bjørnes & Lafferty 2000) at tilstedeværelsen av en miljøansvarlig er for betydningsfull for kommunens miljøaktivitet. I følge Hovik & Johansen (1994) viste det seg at miljøvernledere med naturvitenskaplig bakgrunn kom systematisk bedre ut i forhold til antall iverksatte tiltak, enn miljøvernledere med annen utdanningsbakgrunn (Hovik & Johansen 1994). I denne studien viste den miljøfaglige kompetansen seg å være spesielt viktig for kommunens arbeid med biologisk mangfold. Noe som synes å være en indikasjon på at tilstedeværelsen av miljøfaglig kompetanse i kommunene er viktig for å nå målet med å stanse tap av biologisk mangfold innen 2010. Betydningen av miljøansvarlige sin kompetanse blir også forsterket av at også hans innflytelse har såpas stor påvirkning på både saksbehandling og konflikter.

Resultatene i denne studien tyder på at det er en del svakheter ved både integreringsprinsippet og outsourcing/samarbeid. Dette blir også understreket i Riksrevisjonens rapport (dok 3:11 2006-2007) hvor de blant annet slår fast at det verken er tilstrekkelig samordning eller tilstrekkelig informasjonsutveksling mellom Miljøverndepartementet og sektormyndighetene for å sikre en bærekraftig arealplanlegging og arealdisponering. Det kan dermed se ut til at man har en del kommunikasjons problemer både horisontalt og vertikalt. For at integrering og samarbeid skal fungere bedre i den kommunale miljøforvaltningen enn i dag, forutsetter dette som sagt at en del organisasjonsmessige utfordringer er mer på plass. Det ene er at man bør ha et definert ansvar slik at alle vet hvem som er kommunens miljøansvarlig. Både integrering og samarbeid gir behov for koordinering mellom ulike sektorer/ etater. Jeg ser dermed et behov for en ”miljøkoordinator” som både kan ivareta interne forhold i kommunen, samarbeid med andre og ikke minst kontakt med øvrige myndigheter. Det tilsynelatende ”gapet” mellom nasjonale mål og føringer og den forvaltningen som utøves tyder på at man har et sviktende ledd, mellom den som gir signaler og den som utfører. Forskere har også tidligere kommet med sterke signaler om at tilstedeværelsen av personer med miljøfaglig kompetanse er essensielt både for å skape en felles forståelse på alle nivå i miljøforvaltningen, og for miljøtiltak for en bærekraftig utvikling. Både erfaringene fra MIK-reformen (Hovik & Johansen 1994, Hovik 1991) og Lokal Agenda 21 (Aall m. fl. 2002, Bjørnæs 2002 og Bjørnes & Lafferty 2000) viser dette.

8.2.3 Noen fremtidsvyer

En konklusjon som kan trekkes fra overstående drøfting er at det ligger mye potesiale i både prinsippene om samarbeid og særlig integrering. Samtidig setter dette store forutsetninger om en godt organisert og velfungerende kommuneorganisasjon. Denne studien er ingen organisasjonsoppgave i så måte, men det kan synes som om det ligger en del utfordringer her. Problemene med å oppnå nasjonale målsetninger har ført til regjeringen truer med å sette ”versting” kommuner under aministrasjon. Regelverk gjennomgås og revideres; både motorferdselloven og Plan og bygningsloven er under revidering; og Naturvernloven fra 1970 skal erstattes med en ny mer moderne vernelov; biomangfoldloven. Lovforslaget tar utgangspunkt i både bruk og vern av biologisk mangfold og går inn for at kommunene skal forvalte biologisk mangfold lokalt. Det diskuteres også om hvorvidt staten skal pålegge kommunene et formelt kompetansekrav. Loven forventes å bli vedtatt innen 2010. Hvor vidt

disse lovendringene vil gi klarere retningslinjer som bidrar til en bærekraftig utvikling gjenstår fortsatt å se.

Innledningsvis og i kapittel 2.1 ble det redegjort for hvordan miljøproblemene har satt miljøengasjement i sving og hvordan dette videre har påvirket politikernes engasjement. Det synes som miljøengasjementet både blant folk flest og politikere er betinget av hvorvidt man opplever ”frykt” over det som skjer. På 1960 tallet var det miljøgiftene, 1970 tallet herjet konfliktene rundt vannkraftutbyggingene, på 1980 tallet var det globale sult katastrofer, Tsjernobyl og algeoppblomstring. I dag er miljøet på nytt i fokus, denne gangen er den klimaendringene og følgene disse fører med seg. At miljø igjen er satt på den politiske dagsorden merkes på arbeidsmarkedet etter flere års ”stillhet” etterspør kommunene igjen personer med miljøkompetanse, kanskje er noe i endring? Spørsmålet er bare om engasjementet igjen vil stilne om vi på nytt får to ”normale” vintre”?

8.3 Begrensninger og implikasjoner for videre forskning

Resultatene i studien er produktet av en lang prosess fra valg av problemstilling og design, utarbeidelse av spørreskjema, innhenting av data og til slutt bearbeidelse av data med bruk av bruk av flere ulike analyseteknikker for tilfredsstillende kravene til validitet og reliabilitet for å få et best mulig resultat. Gjennom hele denne prosessen har det blitt redegjort for, og gjort kritiske vurderinger til de valgene som er gjort underveis. Her vil jeg derfor nøye meg med å gjengi noen av de mest sentrale metodiske implikasjonene.

Subjektivitetsproblemet

Denne studien bygger på en kvantitativ spørreundersøkelse der jeg har forsøkt å knytte tallverdier til de ulike variablene ved å behandle dem med metoder som er typisk for kvantitative undersøkelser. Som ved alle slike spørreundersøkelser, vil resultatene i stor grad være basert på respondentens subjektive vurderinger rundt ulike forhold. Som jeg har redegjort for tidligere under kapittel 2.3 så er kompetanse først og fremst målt etter kunnskapskomponenten i kompetansebegrepet. Her ble både formell kompetanse, relevant arbeidserfaring og miljøansvarlige sin vurdering av egen kompetanse målt. På grunn av at det først og fremst var den miljøansvarliges subjektive vurderingen av egenkompetanse samt kommunens kompetanse som fungerte best rent statistisk, er analysene basert på disse. Resultatene gjenspeiler med andre ord den oppfattelsen de miljøansvarlige har over sin egen

arbeidssituasjon. For å teste hvor god dissemålene ivaretok begrepsvaliditeten, ble det utført en korrelasjonsmåling i kapittel 5 (figur 5.3). Resultatene fra målingen viste at det var god samvariasjon mellom de objektive målene på kompetanse, og miljøansvarliges sin subjektive vurdering av egen kompetanse. Dette tyder på at begreps validiteten er ivaretatt og at de subjektive målene som er brukt for å teste studiens teori, har en sammenheng med ”virkeligheten”. Disse forholdene er imidlertid noe som må tas i betraktning ved vurderingen av studien.

For at studien skulle hatt en bedre grad av objektivitet, burde spørreundersøkelsen ha vært rettet mot flere ansatte innen en kommune, slik at det også hadde vært noen andre mål på om de miljøansvarlige sine vurderinger var realistiske. Dette hadde imidlertid komplisert oppgaven ytterligere og antall kommuner måtte vært betydelig mindre. Siden denne oppgaven er vinklet på en måte som (i følge meg bekjent) ikke er utført tidligere syns jeg likevel det var greit å gjøre det slik og dermed ha lit til at de miljøansvarlige har selvinnsett over sin egen arbeidssituasjon.

Måleproblemer

Empirisk forskning innebærer at de begrepene som blir målt blir operasjonalisert. Hvor godt man makter å måle de begreper man gjør bruk av vil ha en avgjørende betydning for de resultater man kommer frem til (Reve 1985). Denne prosessen kan være både lang og kronglete. En utfordring i dette studiet var operasjonaliseringen av begrepet kompetanse. Grunnen til dette er at det i litteraturen finnes flere ulike tolkninger av begrepet og man har ennå ikke klart å enes om hva begrepet innebærer. Det ser imidlertid ut til at de fleste er enige om at kompetanse innebærer evner, kunnskap og ferdigheter (Dalin 1999, Lai 2004 og Nordhaug 2003). I en oppgave som dette er både evner og ferdigheter vanskelig å måle og kompetanse er derfor først og fremst målt på bakgrunn av kunnskaper.

Validitet og reliabilitet

Påliteligheten til en studie er avhengig av at krav til validitet og reliabilitet er ivaretatt. I denne studien er spørreskjema er benyttet som måleinstrument, og flere av variablene som er målt er latente. Dette kan medføre betydelige målefeil, det er derfor brukt multipell mål for å vise at målene er reliable og valide.

Valg av design- analytiske problemer

Problemstillingen er avgjørende for valg av design, strategien man velger må i størst mulig grad bidra til å besvare det spørsmålet man står ovenfor. I følge Grønhaug (1985) er design feil vanlig og kommer som en konsekvens av at valg og kravene til de ulike design ikke er godt nok vurdert. Hovedformålet i denne studien er å se hvilke forhold som påvirker kompetanse for deretter å kunne si noe om hvilken betydning kompetanse har for saksbehandling og konflikter i kommunen. Med utgangspunkt i tidligere studier og politiske føringer er det utarbeidet hypoteser om hva som er årsaken til hva, kort sagt et årsak-virkningsforhold, noe som best besvares gjennom et kausalt design.

Den største utfordringen ved slike design er som Grønhaug (1985) sier det å "rense" for andre mulige forklaringsfaktorer enn de som er inkludert i modellen, det vil si spuriuse effekter. Som beskrevet under valideringen er dette problemet løst ved å innføre kontrollvariabler i en homogen setting. I denne studien er tre kontrollvariabler benyttet.

Studiens styrke

En av styrkene i studien er at den er basert på et godt og representativt utvalg. Av totalt 431 kommuner er svarene fra 185 kommuner benyttet i undersøkelsen, dette gir en utvalgsstørrelse på 42,9 prosent. Utvalgsstørrelsen er dermed stor nok til at det man kan trekke statistiske beslutninger ut av resultatene. Det er også en brukbar fordeling i utvalget med tanke på geografisk beliggenhet, kommunene type og kommunestørrelse.

Behovet for mer forskning

På tross av studiens subjektivitetsproblem, mener jeg den har bidratt til å gi nyttig informasjon om kommunenes miljøforvaltning. Etter hvert som man lærer noe, blir man imidlertid mer klar over at det fortsatt er mange ting man ikke vet, det er derfor fortsatt flere ubesvarte spørsmål rundt miljøforvaltningen. Blant annet hadde det vært interessant å følge opp denne studien med mer kvalitative studier for å komme kommunene litt nærmere innpå livet. En annen ting er at også denne spørreundersøkelsens datagrunnlag både med tanke på utvalgsstørrelse og antall variabler gjør at, man kunnet trukket vesentlig mer informasjon ut av materialet, for å få vite mer om hvordan forvaltningen fungerer. Det hadde blant annet vært mulig å benytte en del andre metoder som eksplisitt tar hensyn til måleproblematikk (structural equation modelling). Eller andre metoder for å teste moderatoreffekter/interaksjonseffekter.

Referanseliste

Aall, C., Høyer, K. G., og Lafferty, W. (2002): *Fra miljøvern til bærekraftig utvikling. Lokale agendaer, tiltak og utfordringer i kommunene*. Gyldendal Norsk forlag. Oslo.

Aall, C., Lafferty W. og Lindseth, G. (2001): *Ansvars- og myndighetsfordeling mellom stat og kommune på miljøområdet. Oppsummering av erfaringer fra forskning omkring kommunalt miljøvern*. VF- rapport 7/01 Vestlandsforskning og Pro Sus, Universitetet i Oslo

All, C. (2000): *Forandring som forandrer? Fra miljøvernpolitikk til bærekraftig utvikling i norske kommuner*. Vestlandsforskning VF-rapport 17/00.

Bandura, A (1986): *Social Foundations of thought and action. A Social Cognitive Theory*. Prentice Hall, Eglewood Cliffs.

Berntsen, B. (1997): *Naturvernets historie i Norge*, Oslo.

Bjørnæs, T.(2004): *Det lokale miljø-og bærekraftsarbeidet forvitrer*. Monitor 21.Et informasjonsblad om bærekraftig utvikling 1 mars 2004.

Bjørnæs, T. (2002): *Lokal Agenda 21- en analyse av regionale og kommunale forskjeller*. Rapport nr5/02. ProSus. Universitetet i Oslo.

Bjørnæs, T. og Lafferty, W.M., (2000): *Miljøvernlederstillinger og Lokal Agenda 21. Hva er status? Rapport nr 1/00. ProSus. Universitetet i Oslo*

Bjørnvik, K.I. & Haukedal, W (1998): *Arbeids- og leder- psykologi*.

Bollen, K.A. (1989): *Struktural Equations with Latent Variables* (1sted.).New York: John Wiley & Sons, Inc.

Branstad, O. (1996): *En gjennomgåelse av noen sentrale validitetsbegreper*. Kompendium 1/96. Høgskolen i Vestfold.

Christophersen, K-A.(2006):*Databehandling og statistisk analyse med SPSS. 3.utgave*. Unipub forlag AS.

Christensen, T., Eggeberg, M., Larsen H. O., Lægreid, P., Roness, P. (2002): *Forvaltning og politikk*. Universitetsforlaget. Oslo

Churchill, Gilbert A Jr (1979): *A paradigm for developing better measure of marketing constructs*. Journal of Marketing Research.

Cook, T.D.& Campel, D. T. (1979): *Quasi-Expeimentation: Design & Analysis issues for Field Settings*. Boston: Houghton Niffin Company.

Dalby, K (2005): *Omstilling i kommunene med fokus på New Public Management*. Stiftelsen imtec.

- Dalin, Å. (1999): *Veier til den lærende organisasjon*. Cappelen akademiske forlag. Oslo
- Direktoratet for naturforvaltning (1997): *Naturforvaltning i kommunene en oppslagsbok DN-håndbok 12*.
- Direktoratet for naturforvaltning (1998): *Boreal regnskog i Midt-Norge*. Brosjyre
- Dryzek, J. S. (1997): *The Politics of the Earth*. Oxford: Oxford University Press
- Eikemo, T. A. & Clausen, T. H. (2007): *Kvantitativ analyse med SPSS. En praktiskinnføring i kvantitative analyseteknikker*. Tapir Akademisk forlag Trondheim.
- Fimreite, A.L., Flo, Y., og Tranvik T., (2002): *lokalt handlingsrom og nasjonal integrasjon. Kommuneideologiske brytninger i et historisk perspektiv*. Makt- og demokratiseringens rapportserie nr 50.
- Fimreite, A.L., (2001): *Lovfestede rettigheter og lokalt selvstyre*. LOS senteret. Bergen.
- Flora, D. B., & Curran, P. J. (2004): *An empirical evaluation of alternative methods of estimation for confirmatory factor analysis with ordinal data*. Psychological Methods, 9(4), 466-491.
- Fugleberg, O. & Kristianslund, I., (1995): *Innføring i regresjonsanalyse og multivariate metoder*. Bedriftsøkonomenes forlag. Oslo
- Frankfort-Nachamias & Nachamias (1996): *Research methods in the Sosial Siences*. 5. ed. London, Arnold.
- Gripsrud, G. Olsson, U. H. og Silkoset, R. (2004): *Metode og dataanalyse. Med fokus på beslutninger i bedrifter*. Høyskoleforlaget AS- Norwegian Academic Press. Kristiansand.
- Grønhaug, K. (1985): *Problemer i empirisk forskning. I Metoder og perspektiver i økonomisk-administrativ forskning*. NHH. Universitetsforlaget.
- Gulati, R. (1998): *Alliances and networks*. Strategic Management Journal, vol. 19, 293-317.
- Gundersen, F. (1996): *Framveksten av den norske miljøbevegelsen*, i Kristin Strømsnes og Per Selle (red.). I *Miljøvernpolitikk og miljøvernorganisasjoner mot år 2000*, Tano Aschehoug, Oslo 1996
- Hair, J., Black, W., Babin, B., Anderson, R. og Tatham, R. (2005): *Multivariate data analysis. Sixth edition*. Pearson Prentice Hall. New Jersey.
- Harsheim, J (1991): *Autonomi, likhet og lokale problemoppfatninger*, s 65-85. I Naustdalslid, J: *Kommunestørrelse autonomi og likhet*. Norsk institutt for by og regionforskning. Rapport 1991:26
- Harvold, K.A., (2001): *Medlem globalt- handle lokalt? Om norske kommuners engasjement i ICLEI*. Norsk institutt for by og regionforskning. Prosjektrapport 2001:16

Haugland, S. A. (2004): *Sammarbeid, allianser og nettverk*. 2. utgave. Universitetsforlaget. Oslo.

Hellevik, O. (1999): *Forskningsmetode i sosiologi og statsvitenskap*. Universitetsforlaget. Oslo

Hovik, S. og Steigen, I. M., (2004): *Kommunal organisering 2004*. Norsk institutt for by og regionforskning. Notat 2004:124

Hovik, S., Lorenzen, H., Neseth, V. og Skålnes, S., (2004): *Bærekraftig lokal og regional utvikling. Kunnskapsstatus og forskningsbehov*. Norsk institutt for by og regionforskning. Notat 2004:106

Hovik, S. & Myrvold, T. (2001): *Er det størrelsen det kommer an på? Små kommuners evner til å ivareta generalistkommunekravet*. En case- studie av fire små kommuner. Norsk institutt for by og regionforskning. Prosjektrapport 2001: 8

Hovik, S (2000): *Statlige målsetninger og lokale interesser i miljøpolitikken*. En studie av kommunal iverksetting. Det samfunnsvitenskaplige fakultet. Universitetet i Oslo.

Hovik, S. og Johansen, V. (1994): *Fra forsøk til reform. Evaluering av MIK-programmet*. Norsk institutt for by og regionforskning. Rapport 1994:23

Hovik, S. & Reitan, M. (1994): *Kommunal vilje i miljøpolitisk innsats*. I Naustdalslid, J. & Hovik, S. Lokalt miljøvern, TANO. Norsk institutt for by og regionforskning.

Hovik, S. (1991): *Kommunestørrelse – og kommunalt miljøvern*, s 99-113. I Naustdalslid, J: *Kommunestørrelse autonomi og likhet*. Norsk institutt for by og regionforskning. Rapport 1991:26

Hovik, S. (1991): *Kommunalt miljøvern. Evaluering av forsøket med miljøvernforvaltning i kommunene*. Norsk institutt for by og regionforskning. Rapport 1991: 3. Oslo.

Hågvar, S. & Berntsen, B (2001): Norsk naturarv. Våre naturverdier i internasjonalt lys. Oslo

Høvikeland, T. (2003): Barmarkskjøring. Artikkel i miljøkrim nr. 4/2003

Jansen, A-I.(1989): *Makt og miljø. Om utformingen av natur –og miljøvernpolitikken i Norge*. Oslo: Universitetsforlaget.

Jansen, A-I. (1991): *Reform og resultater. Evaluering av forsøksprogrammet miljøvern i kommuner*. NORAS, Oslo

Johnstad, T m fl.(2003): *Globalisering, Regionalisering og distriktpolitikk*. Rapport 76.ISSN rapportserie: Makt og demokratiutredning

Jonsrud R. (2003): *Dispensasjoner i NLF-områder. Generelle betraktninger rundt plan- og bygningsloven §7. og en vurdering av Nord-Odal kommunes dipenasjonspraksis i NLF-områder.* Hovedfagsoppgave NLH.

Juud, C.M & Kenny, D.A.(1981): *Estimating the effects of social interventions.* New York: Cambridge University Press.

Kaufmann, G, & Kaufmann, A. (1998): *Psykologi i organisasjon og ledelse.* 2 utgave. Fagbokforlaget Bergen

Kline, P. (1994): *An easy guide to Factor Analysis.* Routledge. New York

Kordahl, K. J. & Jakobsen, R. (2002): *Diversifisering og bedriftsytelse.* Hovedfagsavhandling Cand.merc. Høgskolen i Buskerud.

Krebs, C. (2001):*Ecology The Experimental Analysis of Distribution and Abundance.* The university of British Columbia.

Kvalvågnes, K. (2003): *Ble miljøet et offer for demokratiet? Erfaringer for prosjektet miljøvern i kommunene (MIK).* Juul forlag as.

Lai, L. (2004):*Strategisk kompetansestyring.*2. utgave. Fagbokforlaget Bergen.

Lindseth, G. (2002): *På veg mot bærekraftig utvikling? En diskursanalyse av Liers og Åls arbeid med lokal agenda 21.* Rapport nr 4/02. ProSus.

MacKinnon D.P.(1994): *Analysis of mediating variables in prevention and intervention research.* NIDA Research Monograph 139. DHHS Pub. No 94-3631. Washington, DC: US.

MacKinnon D.P. & Dawyer, J.H.(1993): *Estimating mediated effects in prevention studies.* Evaluation Review, 17, 144-158.

Mitchell,T.R (1985): *An Evaluation of the –validity of corelation Reseach Conducted in Organizations.* Academy of Management Review.

Naustdalslid, J (1994): ”Innleiing: globale miljøproblem- lokale løysningar, og Miljøproblema, staten og kommunane. I Naustdalslid, J. & Hovik,S 1994:*Lokalt miljøvern.* TANONorsk institutt for by og regionforskning.

Naustdalslid, J. & Hovik,S (1994):*Lokalt miljøvern.*TANO. Norsk institutt for by og regionforskning.

Naustdalslid, J. (1992):*Miljøproblema som styringsmessige nivåproblem.* Norsk institutt for by og regionforskning. Notat 1992:112

Nilsen, J. (2006): *Interkommunalt samarbeid i Norge- omfang og politisk styring.* ECON Rapport 2006-057

Nordhaug, O. (2003): *Strategisk personalledelse.* 2.utgave Universitetsforlaget. Oslo

- Nordskog, M. (2000): *Hva er miljøpolitikk*. Miljøforum. Universitetet i Oslo.
- Pallant, J. (2005): *SPSS Survival manual. A step by step guide to data analysis using SpSS version 12*. 2. edion. Open university press. Australia.
- Polanyi, M. (2000, 1966): *Den tause dimensjonen. En innføring i taus kunnskap*. Spartacus. Prescenseorg (2004)
- Reitan, M. (2002): *Den nye miljøpolitikken og de etablerte institusjonene* s 454 – 480. I Tranøy, B. S og Østerud Ø: *Den fragmenterte staten, reformer, makt og styring*. Maktutredningen
- Reve, T. (1985): *Validitet i økonomisk- administrativ forskning*, Norges handelshøyskole, Bergen
- Rønnebak, Ø. (1994): *Miljø og jus. Oversikt over norsk miljørett med innføring i jus og forvaltningsrett*. Universitetsforlaget.
- Skaug, O. (2004): *Motorferdsel i utmark en nasjonal utfordring*. Artikkel i Miljøkrim nr 4/2004
- Skjeggedal, T, Arnesen, T., Markhus, G., Saglie, I-L., Thingstad, P. G., (2001): *Regimets slagmark. Om arealutnytting og forvaltningsregimer i NLF- områder*. NordTrøndelag forskning.
- Skår & Østdahl (2005): *Evaluering av forsøk med ny forvaltningsordning for motorferdsel i utmark*. Sluttrapport INA rapport 90.
- Sternberg, R.J.& Kolligian, J. (1990): *Competance Considered*. New Haven. Yale University Press.
- Stock, J.H. & Watson M.W. (2006): *Introduction to Econometrics* (2nd. Ed.) Addison Wesley
- Strømsnes, K & Selle, P.(1996): *Miljøvernpolitikk og miljøorganisering mot år 2000*, Oslo Tano Aschehoug.
- Svendsen M.F. (2005): *Governing international customer relationships. The influences of product differentiation, costumer market attractiveness, and reational capability*. Dr. Oecon. Norges Handelshøyskole.
- Søbak, L.M. (2003): *Norske kommuners kartlegging av biologisk mangfold: Status!* Hovedfagsoppgave ved Norges Landbrukshøgskole.
- Tabachnick, B.G. & Fidell, L.S.(2001): *Using multivariate statistics*. 4. utgave. New York: HarperCollins.
- Ullenberg, P. & Nordvik, H. (2000): *Faktoranalyse. Innføring i faktorteori og faktoranalyse*. NTNU Tapir akademisk forlag, Trondheim.

Weigård, J. 1991: *Interkommunalt samarbeid- et alternativ til kommune sammenslåing?*
Norsk institutt for by og regionsforskning. Rapport 22

Ørum, S. E., 2004: Forskjellen mellom § 17-2 og LNF i forhold til utvidelser av eksisterende fritidsbebyggelse

Offentlige dokumenter

Ot. Prop. Nr. 56. (1984-1985): Forarbeider til plan-og bygningsloven

Riksrevisjonens undersøkelse av bærekraftig arealplanlegging og arealdisponering i Norge (2006-2007). Dokument nr 3:11.

Stortingsmelding. Nr. 21 (2004-2005): *Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand*

Stortingsmelding. Nr. 42 (2000-2001): *Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning*

Stortingsmelding. Nr. 58 (1996-1997): *Miljøpolitikk for en bærekraftig utvikling*

Stortingsmelding. Nr 34 (1990-1991): *Om miljøvern i kommunene*

Stortingsmelding. Nr. 46 (1988-89): *Miljø og utvikling. Norges oppfølging av Brundtland kommisjonens rapport.*

T-937. (1993) Rundskriv: *Tenk globalt- handle lokalt. Nasjonalt prioriterte satsningsområder for det kommunale miljøvernarbeidet.*

Internett:

Artsbanken.no: <http://WWW.artsbanken.no>

Kenny website: <http://davidakenny.net/cm/mediate.htm>

Sander, Kjetil : <http://www.kunnskapssenteret.com>

Statistisk setralbyrå.no:<http://www.ssb.no/kostra/>

Statens vegvesen: [http://www.statensvegvesen](http://www.statensvegvesen.no)

Vedlegg:

Vedlegg 1. Deskriptivstatistikk (tabell til kap. 5)

Deskriptiv statistikk						
	Mean	Std. Deviation	Skewness		Kurtosis	
	Statistic	Statistic	Statistic	Std. Error	Statistic	Std. Error
biokart	7,511	3,423	-0,494	0,179	-1,099	0,355
klassifisering	1,815	0,382	-1,664	0,179	0,818	0,355
artskart	1,642	0,473	-0,609	0,179	-1,612	0,355
hjemmeside	1,215	0,403	1,432	0,179	0,099	0,355
naturbase	1,726	0,435	-1,049	0,179	-0,851	0,355
behandlplan	1,056	0,226	3,960	0,179	13,877	0,355
Innarb	1,526	0,487	-0,107	0,179	-1,952	0,355
Prior1	2,132	1,296	1,343	0,179	1,709	0,355
Prior2	3,379	1,689	0,228	0,179	-0,833	0,355
Prior3	2,978	1,716	0,759	0,179	-0,244	0,355
Prior4	4,289	1,630	-0,036	0,179	-0,815	0,355
Prior5	3,033	1,489	0,432	0,179	-0,582	0,355
Prior6	2,905	1,781	0,624	0,179	-0,661	0,355
Pbl1	3,273	2,086	0,506	0,179	-1,117	0,355
Pbl2	2,435	1,617	1,241	0,179	0,827	0,355
Pbl3	3,027	1,889	0,625	0,179	-0,800	0,355
Pbl4	2,000	1,387	1,594	0,179	2,020	0,355
Pbl5	2,481	1,876	1,056	0,179	-0,166	0,355
Insigpbl	1,363	0,478	0,581	0,179	-1,664	0,355
Oppflg1	4,861	1,661	-0,431	0,179	-0,605	0,355
Oppflg2	4,348	1,811	-0,164	0,179	-1,022	0,355
Oppflg3	3,061	1,720	0,578	0,179	-0,682	0,355
Oppflg4	2,379	1,618	1,256	0,179	0,867	0,355
Oppflg5	2,511	1,659	1,001	0,179	0,081	0,355
Motor1	3,153	2,100	0,592	0,179	-1,064	0,355
Motor2	2,588	2,247	1,146	0,179	-0,329	0,355
Motor3	3,062	2,122	0,622	0,179	-0,964	0,355
Motor4	1,697	1,459	2,466	0,179	5,336	0,355
Motor5	2,045	1,503	1,650	0,179	2,084	0,355
Skader1	2,732	1,710	0,873	0,179	-0,247	0,355
Skader2	2,017	1,317	1,702	0,179	3,019	0,355
Skader3	2,478	1,558	1,091	0,179	0,493	0,355
Skader4	3,011	1,824	0,614	0,179	-0,744	0,355
Skader5	3,139	1,999	0,627	0,179	-0,868	0,355
Klager1	1,293	0,839	3,860	0,179	17,353	0,355
Klager2	1,296	0,930	4,561	0,179	23,240	0,355
Klager4	1,196	0,532	3,388	0,179	12,743	0,355
Klager5	1,420	0,873	2,581	0,179	7,276	0,355
Formutd	3,454	2,255	0,514	0,179	-1,172	0,355
Ekomp1	4,065	1,350	0,028	0,179	-0,573	0,355
Ekomp2	5,016	1,534	-0,567	0,179	-0,457	0,355
Ekomp3	5,005	1,357	-0,432	0,179	-0,298	0,355
Ekomp4	4,951	1,308	-0,484	0,179	-0,429	0,355
Ekomp5	4,885	1,158	-0,240	0,179	-0,179	0,355
Ekomp6	3,826	1,522	0,279	0,179	-0,642	0,355
Prkomp1	3,397	1,922	0,285	0,179	-1,192	0,355

Prkomp2	3,038	1,523	0,458	0,179	-0,575	0,355
Kkomp1	4,378	1,354	-0,144	0,179	-0,425	0,355
Kkomp2	5,297	1,415	-0,703	0,179	-0,203	0,355
Kkomp3	4,686	1,481	-0,501	0,179	-0,389	0,355
Kkomp4	5,400	1,234	-0,766	0,179	0,025	0,355
Kkomp5	4,973	1,139	-0,325	0,179	-0,329	0,355
Kkomp6	5,119	1,473	-0,506	0,179	-0,513	0,355
Plassering	2,755	1,108	-0,616	0,179	-0,972	0,355
Tittel	3,630	1,534	-0,464	0,179	-1,421	0,355
Standel	5,093	2,985	0,702	0,179	-0,639	0,355
Innflsk1	4,614	1,510	-0,317	0,179	-0,509	0,355
Innflsk2	4,462	1,406	-0,366	0,179	-0,349	0,355
Innflsk3	2,451	1,398	0,964	0,179	0,052	0,355
Innflsk4	3,344	1,458	0,201	0,179	-0,800	0,355
Innflsk5	3,956	1,363	0,093	0,179	-0,669	0,355
Innflbs1	4,856	1,493	-0,463	0,179	-0,328	0,355
Innflbs2	4,632	1,290	-0,173	0,179	-0,126	0,355
Innflbs3	1,944	1,187	1,744	0,179	3,327	0,355
Innflpl1	4,820	1,650	-0,397	0,179	-0,718	0,355
Innflpl2	5,022	1,595	-0,605	0,179	-0,443	0,355
Innflpl3	4,699	1,742	-0,364	0,179	-0,815	0,355
Innflpl4	4,579	1,733	-0,268	0,179	-0,960	0,355
Geog	3,710	1,671	-0,146	0,179	-1,118	0,355
Bykom	2,155	1,821	1,508	0,179	0,957	0,355
Jordkom	4,538	1,946	-0,355	0,179	-0,999	0,355
Kystkom	3,379	2,439	0,404	0,179	-1,490	0,355
Skogkom	3,653	1,933	0,310	0,179	-1,046	0,355
Fjellkom	2,622	1,990	1,033	0,179	-0,235	0,355
Antinnb	2,481	1,315	0,563	0,179	-0,773	0,355
LA211	1,198	0,396	1,542	0,179	0,400	0,355
LA212	1,576	0,494	-0,311	0,179	-1,918	0,355
LA213	1,163	0,369	1,844	0,179	1,422	0,355
LA214	1,125	0,331	2,293	0,179	3,297	0,355
Livskraft	1,185	0,382	1,664	0,179	0,818	0,355
Engasj1	4,422	1,630	-0,171	0,179	-0,700	0,355
Engasj2	5,070	1,407	-0,398	0,179	-0,584	0,355
Engasj3	4,551	1,444	-0,065	0,179	-0,765	0,355
Ressurs1	4,576	1,724	-0,288	0,179	-0,680	0,355
Ressurs2	4,934	1,696	-0,673	0,179	-0,419	0,355
Ressurs3	5,114	1,623	-0,595	0,179	-0,465	0,355
Statkom1	2,962	1,695	0,757	0,179	-0,282	0,355
Statkom2	3,416	1,718	0,492	0,179	-0,794	0,355
Statkom3	2,481	1,418	1,402	0,179	1,661	0,355
Statkom4	4,733	1,604	-0,370	0,179	-0,758	0,355
Statkom5	3,962	1,656	0,068	0,179	-0,816	0,355
Statkom6	2,578	1,691	1,130	0,179	0,382	0,355
Stkonf1	4,005	1,686	-0,077	0,179	-1,167	0,355
Stkonf2	2,196	1,270	1,298	0,179	1,401	0,355
Stkonf3	2,092	1,228	1,532	0,179	2,352	0,355
Stkonf4	2,989	1,585	0,598	0,179	-0,569	0,355
Stkonf5	3,324	1,714	0,355	0,179	-0,927	0,355
Stkonf6	2,580	1,726	0,998	0,179	-0,124	0,355
Konflik1	2,719	1,455	0,961	0,179	0,436	0,355
Konflik2	3,335	1,699	0,357	0,179	-0,888	0,355

Konflik3	2,692	1,517	0,875	0,179	-0,154	0,355
Konflik4	3,054	1,549	0,769	0,179	-0,079	0,355
Konflik5	2,935	1,517	0,612	0,179	-0,428	0,355
Konflik6	3,297	1,613	0,410	0,179	-0,700	0,355
Integr1	3,757	1,518	0,099	0,179	-0,858	0,355
Integr2	3,849	1,598	0,113	0,179	-0,720	0,355
Integr3	3,108	1,323	0,597	0,179	0,255	0,355
Solidar1	4,467	1,425	-0,195	0,179	-0,568	0,355
Solidar2	3,918	1,410	-0,064	0,179	-0,723	0,355
Solidar3	4,377	1,446	-0,084	0,179	-0,596	0,355
Samarb1	5,049	1,461	-0,635	0,179	-0,117	0,355
Samarb2	4,212	1,328	-0,256	0,179	-0,148	0,355
Samarb3	4,972	1,480	-0,532	0,179	-0,245	0,355
Samarb4	3,945	1,484	-0,126	0,179	-0,582	0,355
Samarb5	3,829	1,466	-0,075	0,179	-0,789	0,355
Samarb6	3,464	1,472	0,284	0,179	-0,602	0,355
Gevinst1	4,955	1,310	-0,384	0,179	0,010	0,355
Gevinst2	3,853	1,564	0,171	0,179	-0,621	0,355
Gevinst3	3,774	1,523	0,288	0,179	-0,492	0,355
Gevinst4	4,269	1,415	0,021	0,179	-0,403	0,355
Gevinst5	4,716	1,293	-0,380	0,179	0,205	0,355
Gevinst6	3,898	1,360	-0,022	0,179	-0,124	0,355

Valid N (listwise)

Vedlegg 2: Hypotesetesting (tabeller til kap. 7)

Forhold som påvirker kommunes miljøkompetanse (Hypotese 1-4)

	Unstandardized Coefficients B	Std. Error	Standardized Coefficients Beta	t	Sig.
Test uten kontrollvariabel					
integrering	0,176	0,058	0,212	3,048	0,003
innflplanverk	0,178	0,048	0,256	3,744	0,000
innflsak	0,100	0,057	0,123	1,758	0,080
ekomp23	0,104	0,051	0,126	2,041	0,043
samarbutad	0,185	0,070	0,184	2,635	0,009
Test med kontrollvariabel					
integrering	0,125	0,058	0,150	2,156	0,032
innflplanverk	0,157	0,047	0,226	3,348	0,001
innflsak	0,102	0,056	0,125	1,834	0,068
ekomp23	0,108	0,049	0,131	2,191	0,030
samarbutad	0,173	0,069	0,172	2,513	0,013
Antinnb	0,121	0,048	0,154	2,515	0,013
ressurser	-0,112	0,044	-0,151	-2,525	0,012
lokalforankring	0,062	0,059	0,068	1,050	0,295

Forhold som påvirker kommunens saksbehandling (Hypotese 5)

Forhold som påvirker kommunes kartlegging av biologisk mangfold

	Unstandardized Coefficients B	Std. Error	Standardized Coefficients Beta	t	Sig.
integrering	0,597	0,231	0,218	2,585	0,011
innflplanverk	-0,245	0,193	-0,107	-1,268	0,206
innflsak	-0,210	0,225	-0,078	-0,934	0,352
ekomp23	0,223	0,200	0,082	1,117	0,265
samarb13	-0,092	0,217	-0,035	-0,422	0,674
samarbpriv	0,015	0,237	0,005	0,063	0,950
kommunenskomp	0,632	0,290	0,192	2,177	0,031
integrering	0,503	0,232	0,183	2,167	0,032
innflplanverk	-0,261	0,194	-0,113	-1,345	0,180
innflsak	-0,190	0,225	-0,071	-0,843	0,401
ekomp23	0,253	0,199	0,093	1,271	0,205
samarb13	-0,050	0,222	-0,019	-0,227	0,821
samarbpriv	-0,014	0,240	-0,005	-0,059	0,953
kommunenskomp	0,434	0,300	0,132	1,450	0,149
Antinnb	0,255	0,201	0,098	1,269	0,206
ressurser	-0,368	0,180	-0,150	-2,043	0,043
lokalforankring	0,146	0,234	0,049	0,625	0,533

Kommunens arbeid med biologisk mangfold

	Unstandardized Coefficients B	Std. Error	Standardized Coefficients Beta	t	Sig.
Test uten kontrollvariabler					
integrering	0,185	0,083	0,183	2,231	0,027
innflplanverk	0,059	0,069	0,070	0,857	0,393
innflsak	0,034	0,081	0,034	0,421	0,674
ekomp23	0,196	0,072	0,196	2,740	0,007
samarb13	-0,126	0,078	-0,130	-1,609	0,109
samarbpriv	-0,006	0,085	-0,006	-0,068	0,946
komenenskomp	0,178	0,104	0,147	1,710	0,089
Test med kotrollvariabler					
integrering	0,162	0,082	0,160	1,964	0,051
innflplanverk	0,033	0,069	0,039	0,484	0,629
innflsak	0,029	0,080	0,029	0,364	0,716
ekomp23	0,214	0,071	0,213	3,026	0,003
samarb13	-0,075	0,079	-0,078	-0,955	0,341
samarbpriv	-0,062	0,085	-0,059	-0,725	0,470
komenenskomp	0,128	0,106	0,105	1,202	0,231
Antinnb	0,199	0,071	0,208	2,794	0,006
ressurser	0,060	0,064	0,066	0,933	0,352
lokalforankring	0,086	0,083	0,079	1,038	0,301

Kommunens praktisering av plan og bygningsloven (Pbl) med hensyn på bygging i strandsone og LNF- områder

	Unstandardized Coefficients B	Std. Error	Standardized Coefficients Beta	t	Sig.
Test uten kontrollvariabler					
integrering	-0,222	0,087	-0,205	-2,562	0,011
innflplanverk	-0,118	0,072	-0,130	-1,633	0,100
innflsak	-0,081	0,084	-0,076	-0,962	0,337
ekomp23	0,108	0,075	0,101	1,451	0,149
samarbutad	0,046	0,104	0,035	0,442	0,659
komenenskomp	-0,242	0,109	-0,186	-2,219	0,028
Test med kontrollvariabler					
integrering	-0,201	0,087	-0,186	-2,308	0,022
innflplanverk	-0,098	0,072	-0,108	-1,355	0,177
innflsak	-0,077	0,084	-0,073	-0,918	0,360
ekomp23	0,100	0,075	0,093	1,339	0,182
samarbutad	0,065	0,105	0,050	0,624	0,533
komenenskomp	-0,208	0,112	-0,160	-1,849	0,066
Antinnb	-0,127	0,073	-0,124	-1,737	0,084
ressurser	-0,051	0,067	-0,052	-0,749	0,455
lokalforankring	-0,106	0,088	-0,090	-1,203	0,231

Kommunes oppfølging av byggeavslag etter plan og bygningsloven

	Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients	t	Sig.
	B	Std. Error	Beta		
Test uten kontrollvariabler					
integrering	0,133	0,083	0,128	1,595	0,113
innflplanverk	0,131	0,070	0,151	1,877	0,062
innflsak	0,162	0,081	0,160	2,000	0,047
ekomp23	0,046	0,072	0,045	0,638	0,524
samarb13	0,026	0,078	0,026	0,334	0,739
samarbpriv	0,043	0,086	0,040	0,499	0,619
kununenskomp	0,108	0,105	0,087	1,031	0,304
Test med kontrollvariabler					
integrering	0,084	0,082	0,081	1,027	0,306
innflplanverk	0,118	0,069	0,136	1,724	0,086
innflsak	0,167	0,080	0,165	2,099	0,037
ekomp23	0,059	0,070	0,057	0,836	0,404
samarb13	0,043	0,078	0,043	0,542	0,589
samarbpriv	0,026	0,085	0,025	0,308	0,758
kununenskomp	0,007	0,106	0,006	0,069	0,945
Antinnb	0,116	0,071	0,118	1,629	0,105
ressurser	-0,185	0,064	-0,200	-2,908	0,004
lokalforankring	0,115	0,083	0,102	1,390	0,166

Forhold som påvirker kommunens praktisering av motorferdsel i utmark etter motorferdselsloven.

	Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients	t	Sig.
	B	Std. Error	Beta		
Test uten kontrollvariabler					
integrering	-0,197	0,104	-0,162	-1,893	0,060
innflplanverk	-0,217	0,087	-0,212	-2,489	0,014
innflsak	0,001	0,101	0,001	0,006	0,995
ekomp23	0,009	0,090	0,007	0,099	0,921
samarb13	0,062	0,098	0,053	0,629	0,530
samarbpriv	0,058	0,107	0,046	0,543	0,588
kununenskomp	0,008	0,131	0,006	0,062	0,951
Tes med kontroll variabler					
integrering	-0,163	0,102	-0,134	-1,598	0,112
innflplanverk	-0,176	0,085	-0,172	-2,065	0,040
innflsak	0,011	0,099	0,009	0,107	0,915
ekomp23	-0,016	0,087	-0,013	-0,179	0,858
samarb13	-0,012	0,097	-0,010	-0,120	0,905
samarbpriv	0,143	0,106	0,113	1,350	0,179
kununenskomp	0,082	0,132	0,056	0,621	0,535
Antinnb	-0,290	0,088	-0,251	-3,285	0,001
ressurser	-0,095	0,079	-0,087	-1,197	0,233
lokalforankring	-0,145	0,103	-0,109	-1,407	0,161

Forhold som viser en sammenheng mellom: kommunens kompetanse og konflikter

Hypotese7

Forhold som påvirker konflikter rundt kommunens miljøforvaltning

	Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients		Sig.
	B	Std. Error	Beta	t	
Test uten kontrollvariabler					
integrering	-0,127	0,075	-0,143	-1,701	0,091
innflplanverk	-0,011	0,060	-0,015	-0,184	0,854
ekomp23	0,064	0,065	0,072	0,976	0,331
samarbutad	-0,039	0,091	-0,037	-0,435	0,664
komunenskomp	-0,156	0,094	-0,146	-1,659	0,099
Test med kontrollvariabler					
integrering	-0,155	0,073	-0,174	-2,124	0,035
innflplanverk	-0,039	0,059	-0,052	-0,657	0,512
ekomp23	0,078	0,063	0,088	1,233	0,219
samarbutad	-0,065	0,088	-0,060	-0,737	0,462
komunenskomp	-0,202	0,094	-0,189	-2,147	0,033
Antinnb	0,199	0,062	0,236	3,230	0,001
ressurser	0,093	0,057	0,117	1,632	0,104
lokalforankring	0,129	0,074	0,134	1,746	0,082

Forhold som påvirker konflikter mellom stat og kommune

	Unstandardized Coefficients B	Std. Error	Standardized Coefficients Beta	t	Sig.
Test uten kontrollvariabler					
integrering	-0,214	0,066	-0,240	-3,234	0,001
innflplanverk	-0,107	0,055	-0,144	-1,947	0,053
innflsak	-0,095	0,064	-0,109	-1,491	0,138
ekomp23	0,063	0,057	0,072	1,108	0,270
samarbutad	-0,050	0,080	-0,046	-0,627	0,531
komunenskomp	-0,230	0,083	-0,215	-2,766	0,006
Test med kontrollvariabler					
integrering	-0,194	0,067	-0,217	-2,882	0,004
innflplanverk	-0,105	0,056	-0,141	-1,893	0,060
innflsak	-0,105	0,065	-0,121	-1,630	0,105
ekomp23	0,054	0,057	0,061	0,938	0,350
samarbutad	-0,055	0,081	-0,051	-0,688	0,492
komunenskomp	-0,191	0,087	-0,178	-2,207	0,029
Antinnb	-0,093	0,056	-0,110	-1,647	0,101
ressurser	0,040	0,052	0,050	0,765	0,446
lokalforankring	0,000	0,068	0,000	-0,004	0,997

Resultater av Sobels medierings test. Hypotese 6 og 8

	biokart		bomang		pbl		pbl oppf		motorf		konf		stkonf			
	med. effekt	sobels test	med. effekt	Sobels Test	med. effekt	sobels test	med. effekt	sobels test	med. effekt	sobels test	med. effekt	sobels test	med. effekt	sobels test	sig	
X →M→ Y: Den medierende effekten av kommunens kompetanse	. Test uten kontrollvariabler															
integrering	0,11	1,77[†]	0,03	1,49	-0,04	-1,79[†]	0,02	0,98	0,00	0,06	-0,03	-1,46	-0,04	-2,05*	delvis	
innflplanverk	0,11	1,88[†]	0,03	1,55	-0,04	-1,91[†]	0,02	0,99	0,00	0,06	-0,03	-1,52	-0,04	-2,22*	delvis	
innflsak	0,06	1,37	0,02	1,23	-0,02	-1,38	0,01	0,89	0,00	0,06	-0,02	-1,21	-0,02	-1,48	nei	
ekomp23	0,06	1,48	0,02	1,31	-0,02	-1,50	0,01	0,92	0,00	0,06	-0,02	-1,29	-0,02	-1,64	delvis	
samarbutad					-0,05	-1,70	0,01				-0,03	-1,41	-0,04	-1,91[†]	delvis	
samarb13	0,04	1,04	0,01	0,97			0,01	0,78	0,00	0,06					nei	
samarbpriv	0,07	1,43	0,02	1,27				0,91	0,00	0,06					nei	
signifikans	delvis		Nei		delvis		nei		nei		nei		delvis		delvis	
X →M→ Y: Den medierende effekten av kommunens kompetanse	Test med kontroll variabler															
integrering	0,05	1,21	0,02	1,06	-0,03	-1,41	0,00	0,07	0,13	0,60	-0,02	-1,52	-0,03	-1,52	nei	
innflplanverk	0,07	1,31	0,02	1,13	-0,03	-1,62	0,00	0,07	0,13	0,61	-0,03	-1,81[†]	-0,03	-1,81[†]	delvis	
innflsak	0,04	1,12	0,01	1,00	-0,02	-1,30	0,00	0,07	0,13	0,59	-0,02	-1,39	-0,02	-1,39	nei	
ekomp23	0,05	1,20	0,01	1,05	-0,02	-1,42	0,00	0,07	0,13	0,60	-0,02	-1,54	-0,02	-1,54	nei	
samarbutad					-0,04	-1,49	0,00	0,07			-0,03	-1,63	-0,03	-1,63	nei	
samarb13	0,04	1,05	0,01	0,95					0,13	0,58					nei	
samarbpriv	0,04	1,02	0,01	0,92			0,00		0,13	0,57					nei	
Antinnb	0,05	1,26	0,02	1,09	-0,03	-1,50	0,00	0,07	0,13	0,60	-0,02	1,64	-0,02	-1,64	nei	
ressurser	-0,05	-1,24	-0,01	-1,08	0,02	1,50	0,00	-0,07	0,13	-0,60	0,02	-0,94	-0,02	1,64	nei	
lokalforankring	0,03	0,86	0,01	0,81	-0,01	-0,92	0,00	0,07	0,13	0,54	-0,01		-0,01	-0,94	nei	
signifikans	nei	nei	nei	Nei	nei	nei	nei	nei	nei	nei	nei	nei	nei	nei	delvis	

Tabellen viser en oversikt over alle resultatene av medieringstesten, For hver enkelt variabel presenteres den

medierende effekten ($a*b$) og resultatene fra Sobels test, signifikansnivået er oppgitt i t-verdie, der

$t=1,653: p<0,1$ †, $t= 1,973:p<0,05$



Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

Til deg som sitter med ansvaret for kommunens miljøforvaltning!

Takk for at du tar deg tid til å svare på dette spørreskjemaet. Ditt bidrag vil være av avgjørende betydning for studien.

Spørreskjemaet

De fleste spørsmålene er formulert som utsagn, og det benyttes en svarskala fra 1 til 7. Du svarer ved å merke av ett av tallene. Tallet du velger skal for eksempel gjenspeile i hvilken grad du mener utsagnet er beskrivende for den faktiske situasjonen. Noen spørsmål kan virke like, men de har alle som formål å øke presisjonen av undersøkelsen. Din umiddelbare reaksjon er sannsynligvis den riktige, og jeg ber deg om å besvare spørsmålene i et jevnt og raskt tempo. Når det gjelder spørsmål hvor jeg ber om tallstørrelser, er det tilstrekkelig med omtrentlige verdier. Det skal ikke være nødvendig å lete frem opplysninger for å besvare skjemaet. Det stilles også en del ja/nei-spørsmål.

Viktig!

Skjemaet består av tre deler, det er viktig at du svarer på alle delene. Ta gjerne pause undervis. Questback vil "huske" de svarene som du allerede har besvart. Etter eventuelle pauser går du bare inn på mailen på nytt. Du vil da få spørsmål om du ønsker å fortsette der du avbrøt sist eller om du vil starte på nytt.

Alle svar vil bli behandlet **strengt konfidensielt**. Det er kun totalresultatene fra de som deltar i undersøkelsen som vil bli offentliggjort.

Det tar vanligvis mellom 20 og 30 minutter å svare på skjemaet. På grunn av at det tar såpass lang tid, har jeg gjort mitt ytterste for at du skal få noe igjen for å svare. Derfor vil alle som ønsker det **få tilsendt et sammendrag av resultatene fra undersøkelsen**.

Dersom det skulle være noen spørsmål, ta gjerne kontakt:

Lise Risstad

Mail: Irisst@student.umb.no

Tlf: 90546340

1) Ønsker du å få tilsendt et sammendrag av resultatene? Merk av det her:



Ja, jeg ønsker å få tilsendt et sammendrag av resultatene!

Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

Del 1. Kommunens saksbehandling

Fire problemområder: Biologisk mangfold, Dispensasjonspraksis i strandsone, Landbruk, natur og friområder (LNF) samt motorferdsel i utmark.

Biologisk mangfold

Staten har i følge St. meld. Nr. 29,1996-97 *Regional planlegging og arealpolitikk* gitt kommunene ansvar for kartlegging av biologisk mangfold og verdiklassifisering på lokalt nivå. Hva er status for denne klarleggingen i din kommune?

2) Angitt i prosent, i hvor stor prosentandel av kommunen er det foretatt kartlegging av biologisk mangfold? Merk av for det alternativet som passer best.

0 10 20 30 40 50 60 70 80 90 100

%

3) Dersom kommunen har kartlagt biologisk mangfold, har den også:

	Nei	Ja
- foretatt en klassifisering av arealene?	☐	☐
- gjort en kartlegging på artsnivå?	☐	☐
- lagt inn kartleggingen av biologisk mangfold på kommunens hjemmeside?	☐	☐
- lagt inn kartleggingen av biologisk mangfold i Naturbasen (DN)?	☐	☐
- laget en egen handlingsplan for bevaring av biologisk mangfold?	☐	☐
- innarbeidet biologisk mangfold i kommuneplanens arealdel og reguleringsplanene?	☐	☐

4) Nedenfor har jeg satt opp noen påstander om kommunale miljøtiltak. Har disse hendelsene forekommet i din kommune i løpet av de tre siste årene? Indiker i hvilken grad du er enig i følgende utsagn.

[illegible]

Kommunen har svært ofte prioritert opprettholdelse av grønnstruktur i tettbebygde strøk, på tross av stort byggepress.

☐☐☐☐☐☐☐

Kommunen har svært ofte arbeidet for varig vern av spesielle naturområder

☐☐☐☐☐☐☐

Kommunen har svært ofte iverksatt tiltak for å opprettholde kulturlandskap.

☐☐☐☐☐☐☐

Kommunen har svært ofte iverksatt tiltak for å fremme viltvennlig landbruk (for eksempel biotopskjøtsel, opprettholdelse av blandingsskog og bevaring av våtmarker)

☐☐☐☐☐☐☐

Gjort tiltak i tråd med EUs vanndirektiv

☐☐☐☐☐☐☐

<< Tilbake

Neste >>

11 % completed

Kommunen sørger ofte for riving
av bygg som er ulovlig oppført,
etter at begjæringer om riving
ikke er fulgt opp.

☐☐☐☐☐☐☐

Kommunen anmelder ofte
ulovlig oppsatte bygg.

☐☐☐☐☐☐☐

<< Tilbake

Neste >>

17 % completed

10) Enkelte kommuner blir kritisert for å være for slepphendte i sin dispensasjonspraksis vedrørende motorferdsel i utmark. Har kommunen i løpet av 2006 blitt påklaget av følgende instanser:

	Helt uenig 1	2	3	4	5	6	Helt enig 7
Kommunens dispensasjonspraksis har ofte blitt påklaget av Fylkesmannen.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Kommunens dispensasjonspraksis har ofte blitt påklaget av naturvernorganisasjoner.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Kommunens dispensasjonspraksis har ofte blitt påklaget av lokale foreninger.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Kommunens dispensasjonspraksis har ofte blitt påklaget av privatpersoner.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

<< Tilbake

Neste >>

22 % completed

Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

Dispensasjoner i 2006

Jeg vil gjerne vite litt om hvilken dispensasjonspraksis kommunen hadde i 2006, i forhold til Plan og bygningsloven samt motorferdselloven. Det er tilstrekkelig at du oppgir omtrentlige verdier.

11) Hvor mange søkte om dispensasjon fra motorferdselloven i 2006, og hvor mange av disse fikk innvilget dispensasjon? Oppgi ca. antall søkere:

12) Ca. antall søknader som ble innvilget:

13) Hvor mange søkte om dispensasjon fra PBL §17 angående bygging i strandsonen i 2006, og hvor mange av disse fikk innvilget dispensasjon? Oppgi ca. antall søknader:

14) Ca. antall søknader som ble innvilget:

15) Hvor mange søkte om dispensasjon fra PBL angående bygging av bygg som ikke tilhørte stedbundennæring i LNF-område i 2006, og hvor mange av disse fikk innvilget dispensasjon? Oppgi ca. antall søkere:

16) Ca. antall søknader som ble innvilget:

17) Hva er vanlig saksbehandlingstid (før politisk behandling, og eventuelle klager) i dispensasjonssaker som angår strandsone og NLF områder?

- ☐ Ca 3 timer
 - ☐ Ca 6 timer
 - ☐ Ca 9 timer
 - ☐ Ca 15 timer
 - ☐ Ca 20 timer
 - ☐ Ca 38 timer
 - ☐ Mer
-

<< Tilbake

Neste >>

28 % completed

© Copyright www.QuestBack.com. All Rights Reserved.

Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

Del 2. Miljøansvarlig i din kommune og kommunens miljøkompetanse

Jeg vil gjerne vite litt mer om deg som er miljøansvarlig i kommunen og din bakgrunn.

18) Er du mann eller kvinne?

- ☐ Mann
☐ Kvinne

19) Hvor gammel er du?

- ☐ 23-34 år
☐ 35-44 år
☐ 45-54 år
☐ 55-67 år
☐ over 67 år

20) Formell utdanning: Hva er ditt høyeste utdanningsivå?

- ☐ Videregående eller tilsvarende.
☐ Cand. Mag/ Bachelor
☐ Hovedfagsnivå/ masternivå eller høyere.

21) Formell utdanning: Hvilken type utdanning har du? Merk av riktig alternativ.

- ☐ Naturforvalter
☐ Biolog
☐ Landbruksutdanning
☐ Ingeniør, tekniskefag
☐ Planlegger
☐ Samfunnsfag
☐ Annet, spesifiser her _____

22) Realkompetanse: Dersom du ser på din totale arbeidserfaring, hvor mange av disse årene har du jobbet med miljørelaterte spørsmål? Antall år med miljøfaglig arbeid:

<< Tilbake

Neste >>

33 % completed

Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

23) Hvordan vurderer du din egen kompetanse innen følgende fagfelt?

	Svært dårlig 1	2	3	4	5	6	Svært god 7
Forurensing (for eksempel avrenning, gifthåndtering og søppelhåndtering).	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Viltforvaltning	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Naturvern (for eksempel biologisk mangfold og forvaltning av verna områder).	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Arealplanlegging (for eksempel plan og bygningsloven, friluftsløven og grønnstruktur i bebyggelse).	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Ledelse (for eksempel organisering, medvirkning, samarbeid og konflikthåndtering).	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Geografiske informasjonssystemer (GIS)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

<< Tilbake

Neste >>

39 % completed

Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

Miljøkompetansen til andre ansatte i kommuneadministrasjonen

Jeg vil gjerne vite litt om kommunens miljøfaglige kompetanse i sin helhet. Med miljøfaglig kompetanse mener jeg personer som har formell utdanning innen naturvitenskaplige fag for eksempel naturforvaltning, biologi og landbruksutdanning, eller personer som har annen relevant realkompetanse.

24) Prioriteres miljøfaglig kompetanse i din kommune? Indiker i hvilken grad du er enig i følgende utsagn.

	Helt uenig 1	2	3	4	5	6	Helt enig 7
Vår kommune har ansatt mange personer med høy utdanning innen miljøforvaltning.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Ansatte i vår kommune tar jevnlig kurs i miljøforvaltning for å oppdatere kunnskapen sin.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

25) Dersom du ser på kommuneadministrasjonen under ett, hvordan vil du vurdere kommunens samlede kompetanse innen følgende fagfelt?

	Svært dårlig 1	2	3	4	5	6	Svært god 7
Forurensing (for eksempel avrenning, gifthåndtering og søppelhåndtering).	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Viltforvaltning	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Naturvern (for eksempel biologisk mangfold og forvaltning av verna områder).	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Arealplanlegging (for eksempel plan og bygningsloven, friluftsløven og grønnstruktur i bebyggelse).	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Ledelse (for eksempel organisering, medvirkning, samarbeid og konflikthåndtering).	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Geografiske informasjonssystemer (GIS)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

<< Tilbake

Neste >>

44 % completed

Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

Intern organisering

26) Hvor er stillingen som miljøvernleder/ miljøansvarlig organisatorisk plassert. Merk av for det alternativet som passer best.

- ☐ I rådmannens stab
☐ I egen miljøvernetat
☐ I annen etat
☐ Annet, spesifiser her _____

27) Hva er tilnærmet tittel på din stilling?

- ☐ Konsulent
☐ Rådgiver
☐ Miljøvernleder
☐ Naturforvalter
☐ Annet, spesifiser her _____

28) Angitt i prosent, hvor mye av arbeidstiden bruker du på miljøforvaltning? Merk av for det alternativet som passer best.

- | | | | | | | | | | | | |
|---|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | 0 | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 60 | 70 | 80 | 90 | 100 |
| % | ☐ | ☐ | ☐ | ☐ | ☐ | ☐ | ☐ | ☐ | ☐ | ☐ | ☐ |

<< Tilbake

Neste >>

50 % completed

Jeg blir oppmuntret til å komme med forslag til hva kommunens miljødél i kommuneplanen skal inneholde.

☐☐☐☐☐☐☐

Få beslutninger blir tatt angående utformingen av kommunens planarbeid uten at jeg har kunnet påvirke beslutningen.

☐☐☐☐☐☐☐

<< Tilbake

Neste >>

56 % completed

Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

Del 3. Lokale forhold og rammene rundt miljøforvaltningen i din kommune

32) Hvilken geografisk plassering har din kommune? Merk av riktig alternativ

- ☐ Nord-Norge: Finnmark, Troms og Nordland
- ☐ Midt-Norge: Nord- Trøndelag og Sør- Trøndelag
- ☐ Vestlandet: Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal
- ☐ Sørlandet: Telemark, Øst-Agder og Vest-Agder
- ☐ Indre Østlandet: Hedemark og Oppland
- ☐ Oslofjordområdet: Østfold, Akershus, Buskerud og Vestfold

33) Hvordan karakteriseres din kommune? Indiker i hvilken grad du er enig i følgende beskrivelser av din kommune.

	Helt uenig						Helt enig
	1	2	3	4	5	6	7
Min kommune er typisk bykommune	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Min kommune er typisk jordbrukskommune	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Min kommune er typisk kystkommune	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Min kommune er typisk skogbrukskommune	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Min kommune er typisk fjellkommune	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

34) Hvor mange innbyggere er det i din kommune? Merk av riktig alternativ.

- ☐ Mindre enn 3000
- ☐ 3000- 6000
- ☐ 6000-12 000
- ☐ 12000-24 000
- ☐ Over 24 000

<< Tilbake

Neste >>

61 % completed

Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

Forhold til, Lokal Agenda 21 (LA 21) og bærekraftig utvikling

I St. meld 58 (MD 1997): *Miljøpolitikk for en bærekraftig utvikling*, markerte regjeringen at LA21 og bærekraftig utvikling skulle bli et nytt satsingsområde i norsk miljøforvaltning.

35) Hva er status for LA21/arbeidet for bærekraftig utvikling i dag? Har din kommune innført noen styringsverktøy for å nå målene om en bærekraftig utvikling?

	Nei	Ja
Kommunen har laget egne LA21 planer/planer om bærekraftig utvikling.	☐	☐
Kommunen har integrert LA21/ prinsipper om bærekraftig utvikling, i Kommuneplanen.	☐	☐
Kommunen har opprettet samarbeidsfora som samarbeider om arbeidet for bærekraftig utvikling på tvers av alle sektorer.	☐	☐
Kommunen har utarbeidet og vedtatt klimaplan.	☐	☐

Regjeringen Stoltenberg II har i samarbeid med kommunenes sentralforbund opprettet programmet "*Livskraftige kommuner*" kommunenettverk for miljø og utvikling.

36) Har din kommune valgt å delta i programmet Livskraftige kommuner?

- ☐ Nei
☐ Ja

<< Tilbake

Neste >>

67 % completed

Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

**37) Hvor aktive er lokalbefolkningen i kommunens miljøforvaltning?
Indiker i hvilken grad du er enig i følgende utsagn.**

	Helt uenig 1	2	3	4	5	6	Helt enig 7
Lokalbefolkningen kommer ofte med innspill til kommuneplanen.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Lokalbefolkningen viser stort engasjement i enkeltsaker.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Publikum kommer ofte med tips angående ulovlig forsøpling, ulovlig oppførte bygg etc.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

38) Har kommunen nok ressurser til å løse sine pålagte oppgaver innen miljøforvaltningen? Indiker i hvilken grad du er enig i følgende utsagn

	Helt uenig 1	2	3	4	5	6	Helt enig 7
Mangel på finansielle ressurser innen miljøforvaltningen hindrer oss i å utføre de aktivitetene vi ønsker.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Mangel på menneskelige ressurser innen miljøforvaltningen begrenser utøvelsen av forvaltningen.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Miljøforvaltningen i kommunen arbeider under konstant tidspress.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

<< Tilbake

Neste >>

72 % completed

Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

39) Mener du kommunen eller staten har mest innflytelse over beslutningene i miljøpolitikken på følgende områder:

	Vår kommune har størst innflytelse	1	2	3	4	5	6	Staten har størst innflytelse
Arealanvendelse	☐		☐	☐	☐	☐	☐	☐
Forurensing (for eksempel avrenning, søppelhåndtering, gifthåndtering).	☐		☐	☐	☐	☐	☐	☐
Forvaltning av vilt og fisk	☐		☐	☐	☐	☐	☐	☐
Kulturminneforvaltning	☐		☐	☐	☐	☐	☐	☐
Naturvern (for eksempel, biologisk mangfold, skogbruk, forvaltning av verna områder).	☐		☐	☐	☐	☐	☐	☐
Motorferdsel i utmark	☐		☐	☐	☐	☐	☐	☐

40) I hvor stor grad oppfatter du at det er konflikt/uoverensstemmelse mellom lokale og statlige miljøpolitiske mål på følgende områder:

	Ingen uoverensstemmelse	1	2	3	4	5	6	Stor konflikt
Arealanvendelse	☐		☐	☐	☐	☐	☐	☐
Forurensing (for eksempel avrenning, søppelhåndtering, gifthåndtering).	☐		☐	☐	☐	☐	☐	☐
Forvaltning av vilt og fisk	☐		☐	☐	☐	☐	☐	☐
Kulturminneforvaltning	☐		☐	☐	☐	☐	☐	☐
Naturvern (for eksempel, biologisk mangfold, skogbruk, forvaltning av verna områder).	☐		☐	☐	☐	☐	☐	☐
Motorferdsel i utmark	☐		☐	☐	☐	☐	☐	☐

<< Tilbake

Neste >>

78 % completed

Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

41) Under har jeg ført opp noen områder som vi vet kan være forbundet med interessekonflikter. Er dette konfliktområder i din kommune? Indiker i hvilken grad du er enig i følgende utsagn.

	Helt uenig 1	2	3	4	5	6	Helt enig 7
I vår kommune er det generelt et høyt konfliktnivå rundt miljøforvaltningen.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Det er store konflikter i vår kommune mellom jordvern og utbyggingsinteresser.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Det er store konflikter i vår kommune mellom friluftsløven/Allemannsretten og andre interesser.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Det er store konflikter i vår kommune mellom kulturminnevern og andre interesser.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Det er store konflikter i vår kommune mellom primærnæringene og de som arbeider for biologisk mangfold.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Det er store konflikter i vår kommune mellom næringsliv og naturverninteresser.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

<< Tilbake

Neste >>

83 % completed

Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

42) Hvordan blir miljøspørsmål håndtert av andre sektorer (for eksempel landbruk, teknisk, helse og sosial, osv.) i kommuneadministrasjonen? Indiker i hvilken grad du er enig i følgende utsagn.

	Helt uenig 1	2	3	4	5	6	Helt enig 7
Andre kommunale sektorer er flinke til å ta miljøpolitisk initiativ innenfor eget ansvarsområde.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Andre kommunale sektorer ber ofte om faglige råd og veiledning innen spørsmål som angår miljø.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Andre kommunale sektorer prioriterer ofte miljø i forhold for sitt eget saksfelt.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

43) De ulike kommunene har noe forskjellig måte å organisere seg på. Hvordan fungerer det interne samarbeidet i din kommune? Indiker i hvilken grad du er enig i følgende utsagn.

	Helt uenig 1	2	3	4	5	6	Helt enig 7
Alle sektorer ser det som viktig å gjøre forbedringer som gagnar kommunen som helhet og ikke bare en av sektorene	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Problemer som oppstår i en sektor blir behandlet som et felles ansvar, og ikke bare som den sektoren sitt ansvar.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Forholdene mellom sektorene kan i større grad beskrives som et samarbeidspreget forhold, enn som et avstandspreget forhold.	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

<< Tilbake

Neste >>

89 % completed

<< Tilbake

Neste >>

94 % completed

© Copyright www.QuestBack.com. All Rights Reserved.

Miljøforvaltningen i Norske kommuner- hva er status?

46) Helt til slutt: har du noen kommentarer til de spørsmålene jeg har berørt, spørreskjema i seg selv eller er det andre forhold som du ønsker å nevne?

<< Tilbake

Send

100 % completed