

Magnus Johan Jentoft

## Eiendomsregimer og bærekraftig naturressursforvaltning

Om forholdet mellom eierskap av naturressurser og naturressursenes forvaltning, med hensyn til demokratiske påvirkninger

Masteroppgave i Statsvitenskap

Veileder: Josten Vik

Medveileder: Indra de Soysa

Juni 2022



Magnus Johan Jentoft

# **Eiendomsregimer og bærekraftig naturressursforvaltning**

Om forholdet mellom eierskap av naturressurser og  
naturressursenes forvaltning, med hensyn til  
demokratiske påvirkninger

Masteroppgave i Statsvitenskap  
Veileder: Josten Vik  
Medveileder: Indra de Soysa  
Juni 2022

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Fakultet for samfunns- og utdanningsvitenskap  
Institutt for sosiologi og statsvitenskap



Kunnskap for en bedre verden



Magnus J. Jentoft

## Takksigelser:

Shout out til gutta mine i Friele som har hold hodet mitt noenlunde gående. Flytsonen er på sitt beste når man er på grensa til hjerteblim. Men man kan dessverre ikke bare leve på kaffe, selv om det må være lov å ha prøvd, og da har tubeost fra Kavli og Polarbrød vært en evig kompanjong. Prosessert ost som jeg tipper hadde overlevd en atomkrig og brød som knapt tåler kontakt med romtemperatur før muggen florerer, ying og yang om du vil, er en skjønn kombinasjon. Det skal derimot aldri spises igjen.

Utover kaffe-, ost- og brødvareprodusenter er det også på sin plass å takke andre mer eller mindre medvirkende aktører ingen spesiell rekkefølge. Takk til klassen, og de som har sendt meldinger opp mot fristen og lurte om jeg ville greie å levere; leser du dette kan det se ut til at det gikk. Takk til Samfundet for alle minnene og alt som er glemt. Takk til veilederne, Jostein Vik og Indra de Soysa, for veiledning. Håper dere ble minst noenlunde fornøyde med resultatet. Takk til meg selv, denne oppgava skreiv seg ikke selv; det gjorde jeg. Takk til velferdsstaten som ga meg muligheten til å studere, men derimot ikke takk til Arbeiderpartiet og resten av høyresida som nekter å øke studiestøtta. Takk til alle de som ikke er nevnt. Og til slutt takk til deg, du som måtte gidde å lese oppgava og forhåpentligvis ikke finner alt for mye skrivefeil.

Nå venter livet som lønsslave.

**Abstrakt:**

Naturressursforvaltning er selve krysningspunktet mellom mennesker og naturen rundt oss. Ettersom forholdet mellom menneske og natur formes av forholdene mellom mennesker er det dermed nødvendig å undersøke hvilke menneskeskapt institusjoner som produserer det beste samspillet mellom menneske og natur. En av institusjonene som har mye å si for mellommenneskelig relasjoner er eiendomsregimer. Dette er strukturene som bestemmer rettigheter til ulike ressurser, samt reglene som bestemmer disse rettighetene, som dermed utgjør mekanismer som benyttes for å kontrollere menneskets relasjon til hverandre og sitt ytre miljø. De to mest utbredte eiendomsregimene er det private- og det statlige eiendomsregimet. Denne oppgaven utforsker dermed forholdet mellom disse to regimene og bærekraftig ressursbruk ved å spørre; hvilken effekt har eiendomsregime for økologisk bærekraftig naturressursforvaltning? Samtidig tar vi ta hensyn til hvordan forholdet mellom eiendomsregimer og naturressursforvaltning påvirkes av demokratiske forhold. Det jeg finner er at økt statlig eierskap reduserer naturressursutarming, som er målet brukt på bærekraftig naturressursforvaltning, sammenlignet med privat eierskap. Samtidig finner vi at demokrati har en mindre klar virkning på naturressursutarming, men har en sterk signifikant virkning i samspill med eierskap, hvor jeg finner at demokrati styrker den positive virkningen statlig eierskap har på bærekraft og reduserer den negative virkningen privat eie har.

**Abstract:**

The management of natural resources is the very intersection between us humans and the natural environment. The relationship between us and nature is shaped by the relationship between ourselves, and it is therefore necessary to examine which human institutions produce the most favourable interactions between us and the environment. One of the important institutions regulating human behaviour is the property regime. These are the structures that decide rights to resources and the rules regarding rights, thereby determining mechanisms regulating human-human and human-environment relationships. The two most important property regimes are the private property regime and the public property regime. This thesis will therefore explore the connection between regimes and sustainable use of resources by asking; what impact does property regimes have on sustainable resource management? We will at the same time also consider how the relationship between property regimes and resource management is influenced by democratic conditions. What I find is that increased public ownership reduce the depletion of natural resources, which is our measure of sustainable resource management, compared to private ownership. Furthermore, I show how democracy has a less clear effect on resource depletion, but also how democracy in conjunction with ownership strengthens the positive impacts of public ownership, while lessening the negative impacts of private ownership.

Innholdsfortegnelse

1. Introduksjon: .....	5
1.1 Problemstilling.....	5
1.2 Struktur og oppbygning .....	6
1.3 Begrensinger .....	7
2. Teori og tidligere forskning.....	8
2.1 Eiendom og eiendomsregimer .....	8
2.1.1 Hva er eiendom?.....	8
2.1.2 Om eiendomsregimer .....	9
2.2 Bærekraft .....	12
2.2.1 Generelle syn på bærekraft.....	12
2.2.2 Økologisk bærekraft .....	12
2.2.3 Forholdet mellom ressursbruk og bærekraft.....	14
2.3 Eiendomsregimer og bærekraft.....	17
2.3.1 Det private eiendomsregimet og bærekraft.....	17
2.3.2 Det statlige eiendomsregimet og bærekraft .....	20
2.4 Demokrati og bærekraft.....	22
2.5 Hypoteser.....	25
3. Metode.....	27
3.1 Om regresjonsanalyser.....	27
3.2 Om datasettet .....	28
3.2.1 Verdensbanken .....	28
3.2.2 V-Dem.....	29
3.3 Om variablene.....	30
3.3.1 De avhengige variablene fra Verdensbanken .....	30
3.3.2 Kontrollvariablene fra Verdensbanken.....	33
3.3.4 Variablene fra V-Dem .....	34
3.4 Koding av variablene .....	37
4. Data .....	38
4.1 Deskriptiv statistikk.....	38
4.2 Regresjonsanalyse .....	40
5. Diskusjon.....	51
5.1 Hypotesene i lys av funnene .....	51
5.2 Andre funn.....	52
5.3 Betydning av funnene .....	53
5.4 Kritikk av oppgaven .....	55
6. Avslutning .....	58
6.1 Oppsummering og konklusjon.....	58
6.2 Videre forskning .....	60
7. Kilder: .....	61



## 1. Introduksjon:

### 1.1 Problemstilling

Naturressursforvaltning er selve krysningpunktet mellom mennesker og naturen rundt oss. Følgende er spørsmålet om hvordan dette best gjøres svært viktig, særlig sett opp mot bærekraft (Fitzpatrick, Sinclair & Mitchell, 2008, s. 1). I lys av den eksistensielle klima- og miljøkrisen verden står ovenfor i dag er det essensielt at menneskelige samfunn og det naturlige «jordsystem» (engelsk: «Earth System») utvikler seg i tråd med hverandre for å unngå å destabilisere, eller på sikt fullstendig ødelegge, jordsystemet (Steffen et al, 2015, s. 736). Gjennom årtusener har den naturlige verdenen blitt formet av måten mennesker lever, tenker og handler, hvor menneskelig oppførsel og da forholdet til naturen har igjen blitt formet av sosiale og økonomiske forhold, som igjen blir påvirket av økologiske rammer. Menneskelig interaksjon med naturen skjer gjennom teknologien som benyttes, arbeidet man utfører, og ikke minst gjennom institusjoner, altså lovene og reglene man lager for å koordinere menneskelig adferd (Hanna & Jentoft, 1996, s. 35). Hvordan, og ikke minst hvorfor, vi mennesker interagerer med naturen har dermed store virkninger på vårt ytre miljø og følgende miljøets, og til syvende og sist vår egen, tilstand. Ettersom forholdet mellom menneske og natur formes av forholdene mellom mennesker (Boyce, Narain & Stanton, 2007, s. 1), er det dermed nødvendig å stille spørsmålet: hvilke menneskeskapt institusjoner produserer det beste samspillet mellom menneske og natur?

En av institusjonene som har mye å si for mellommenneskelige relasjoner er eiendomsregimer. Dette er strukturene som bestemmer rettigheter til ulike ressurser, samt reglene som bestemmer disse rettighetene, som dermed utgjør mekanismer som benyttes for å kontrollere menneskets relasjon til hverandre og sitt ytre miljø (Hanna, Folke & Mäler, 1996, s. 1). Eiendomsregimene utgjør på denne måten en av de mest sentrale institusjonene som definerer og setter begrensninger for menneskelig interaksjon. Dette gjør de ettersom de beskriver hvordan mulige, ulike former for eiendomseierskap ser ut, og da de lovmessige og de praktiske konvensjonene for regulering av eiendomsrelasjoner (Piketty, 2020, s. 4). Hvilket eiendomsregime som regjerer har dermed mye å si for menneskets forhold til hverandre og naturen rundt seg, og utgjør på denne måten kjernen i spørsmål om forvaltning av naturressurser (Gibson, Lehoucq & Williams, 2002, s. 207). På generelt grunnlag, kan man si at mange miljøproblemer derfor oppstår som resultater av ufullstendige, ikke-håndhevede eller inkonsistente eiendomsrettigheter, gjerne i kombinasjon med mangelfull eller asymmetrisk informasjon (Hanna et al, 1996, s. 3). Bærekraftig naturressursforvaltning er dermed avhengig av institusjoner som tar hensyn til og beskytter de økosystemene hvor økonomisk aktivitet tar sted (Arrow et al, 1995, s. 93-94).

Det er flere måter man kan dele inn eiendomsregimene på. En inndeling, som vi blant annet finner bukt hos Ojanen et al (2017), Hanna et al (1996), Ostrom & Schlager (1996) og Schlager & Ostrom (1992), som baserer seg på Ostrom & Schlagers «bundle of rights» - tilnærming (på norsk: knippe med rettigheter), skiller mellom ulike regimer basert på aktørers rettigheter under ulike eiendomsformer (Schlager & Ostrom, 1992, s. 249). Her deles det inn i fire regimer: privat eiendom, felles eiendom, statlig eiendom og fravær av eiendomsretter

(Hanna et al, 1996, s. 5). Av disse fire er det privat- og statlig eiendom som er mest utbredt i moderne tid, og er dermed følgende de vi kommer til å fokusere på.

Regimene kan i noen tilfeller derimot være vanskelig å skille fra hverandre, da ulike regimer noen ganger kan «oppføre» seg som andre regimer. Eksempelvis så kan statlig eiendom i enkelte tilfeller virke som at er fri tilgang til hvis staten ikke evner å utøve kontroll over eiendommen. Alternativt, kan for eksempel statlig eiendom minne mer om privat eiendom om staten styres av en diktator som utnytter eiendommen for egen vinning (Eggertsson, 1996, s. 161). Følgende, kanskje spesielt når man betrakter eiendomsregimer på makronivå, kan det være nyttig å introdusere en ny dimensjon når man analyserer forvaltning, nemlig demokratieregimer, ettersom dette vil kunne legge føringer for hvordan det økonomiske eierskapet benyttes. Boyce (2002) foreslår derfor å analysere hvordan makt fordeles i to akser: stat-marked-aksen og demokrati-oligarki-aksen (Boyce, 2002, s. 126).

Hvem som har kontroll over naturressursene, samt hvordan institusjonene som regulerer hvordan eierforholdene ser ut og fungerer, kan dermed argumenteres for å være sentrale i å bestemme hvordan naturressursene blir forvaltet. Dette har følgelig vekket akademisk interesse, hvor det har blitt forsket mye forholdet mellom eierskap og forvaltning. Disse har i stor grad vært kvalitative studier, som for eksempel Agrawal og Ostroms studie på desentralisering av ressursforvaltning i India og Nepal (Argawal & Ostrom, 2001), Gilmour et al. (2012) sin studie av eierrettigheter og ansvarlig forvaltning av fiskeriressurser i Australia (Gilmour, Day & Dwyer, 2012) eller Galik og Jagers (2015) anvendelse av Schlager og Ostroms rettighetsrammeverk på REDD+ (Galik & Jagger, 2015), for å nevne noen.

Det denne oppgaven derfor har lyst til å gjøre er å henge seg på debatten rundt forholdet mellom eierskap og naturressursforvaltning, men i stedet for å kvalitativt undersøke de komplekse reglene og forholdene som påvirker forholdet mellom menneske og natur i tradisjonen etter Ostrom og Schalger, vil vi heller undersøke forholdet mellom eierskap og forvaltning på et mer generelt plan. Vi vil med dette spørre oss: *hvilken effekt har eiendomsregime for økologisk bærekraftig naturressursforvaltning?* Samtidig tar vi med poengene til blant annet Eggertsson (1996) og Boyce (2002), hvor vi vil ta hensyn til *hvordan forholdet mellom eiendomsregimer og naturressursforvaltning påvirkes av demokratiske forhold.*

## 1.2 Struktur og oppbygning

For å undersøke problemstillingen vil altså analysen av eiendomsregimer flyttet opp på makronivå ved bruk av paneldata, hvor vi betrakter ulike økonomiers posisjon langs Boyces (2002) to akser. Dette gjør vi ved bruk av data om økonomisk eierskap fra V-Dem, og data på naturressursforvaltning fra Verdensbanken. Oppgaven til å måle bærekraftig ressursforvaltning ved bruk av Verdensbankens indikator på hvor avhengige økonomier er av naturressursutarming, altså hvor mye utarming utgjør som andel av BNI. Dette vil være min avhengige variabel, mens økonomisk eierskap vil være min uavhengige variabel. Analysen vår kommer til å ta for seg alle land V-Dem og Verdensbanken begge har data på, samt år, som da er fra 1970 og frem til 2019.

Oppgaven er strukturert slik at vi starter med det teoretiske rammeverket sammen med tidligere forskning. Her kommer jeg til å gå gjennom problemstillingens sentrale aspekter, nemlig eiendom, eiendomsregimer, bærekraft og demokrati, hvor vi med dette vil komme inn på ulike perspektiver på hvordan disse henger sammen. Videre vil vi å gå inn på metoden som benyttes og så funnene de har gitt. Til slutt, skal jeg med bakgrunn i teorien og den tidligere forskningen, diskutere våre funn opp mot hva andre har funnet tidligere, for så forsøke å konkludere.

Kort oppsummert, så kommer vi til å se at teorien og den tidligere forskningen på eiendomsregimer, i tillegg til demokrati, og bærekraft er svært sprikende. Våre funn er derimot noe mer klare, hvor vi gjennomgående finner at mer privat eierskap leder til mer utarming av naturressurser. Vi finner derimot ikke like klare funn for demokrati, hvor de enten er lite statistisk signifikante eller sprikende. Derimot, så finner vi svært signifikante samspillseffekter mellom demokrati og økonomisk eierskap, hvor man ser at demokrati begrenser den negative virkningen privat eierskap har på bærekraft, og styrker den positive effekten statlig eierskap har.

### 1.3 Begrensinger

Slik den avhengige variabelen er laget så betrakter den ikke ressursbruk som mengden naturressurser en økonomi bruker opp, men heller hvordan råvareproduserende økonomier bruker ressursreservene sine. Økonomier som er avhengig av å importere råvarer for industrien sin, eller postindustrielle samfunn som er avhengige av å importere både råvarer og industrielle varer, men som ikke henter ut naturressurser selv, blir altså ikke analysert. Dermed kan de være storforbrukere av naturressurser uten å fanges opp her. Som et eksempel på denne skjevfordelingen av naturressursekstraksjon så kan man blant annet betrakte FN's «Advisory Expert Group on National Accounts» sin internasjonale undersøkelse vedrørende regnskapsføring av økonomisk eierskap og naturressursutarming fra 2021. Et av resultatene fra denne var at over halvparten av respondentene svarte at de fant slike regnskap av middels- eller lav interesse. Grunnen til dette var for de fleste at deres respektive økonomier ikke var særlig avhengige av direkte høsting av naturressurser (United Nations, 2021, s. 1-4).

Videre, vil denne oppgaven forsøke å begrense seg til å betrakte eierskap og kun eierskap. Dette er ikke alltid like lett ettersom eiendomsregimer og eiendom, som vi skal diskutere senere, er mellommenneskelige fenomener avhengig av større strukturer og system. Det er for eksempel vanskelig å skille privat eie og teori rundt dette fra markeder og kapitalisme, så vel er det vanskelig å se på statlig eie uten å se på statlig regulering som indirekte legger føringer for naturressursforvaltningen. Likevel, så skal vi forsøke å begrense oss til å kun se på direkte eierskap, i den grad det lar seg gjøre.

Til slutt, så kommer den empiriske analysen bare til å kunne ta for seg et begrenset utvalg naturressurser; nemlig skogs-, mineral- og fossile energi-ressurser, ettersom det er kun dette som inkluderes i indikatoren fra Verdensbanken.

## 2. Teori og tidligere forskning

For å gå frem i å svare på problemstillingen så er det hensiktsmessig å først undersøke og definere konseptene og begrepene som er sentrale for vårt spørsmål. Dette kapittelet kommer først til å undersøke nærmere hva eiendom er, for så å ta for seg ulike perspektiver på eiendomsregimer. Deretter vil det undersøkes hva bærekraft er, eller kan være, før vi vil relatere eiendomsregimene til bærekraft. Så, vil vi gå inn i ulike perspektiver på hvordan demokrati relaterer seg til bærekraft, før vi avslutter med å formulere hypoteser basert på det som har blitt diskutert.

### 2.1 Eiendom og eiendomsregimer

#### 2.1.1 Hva er eiendom?

Hva eiendom er finnes det ikke overraskende nok ikke få ulike perspektiver og definisjoner på. Går man eksempelvis tilbake til Aristoteles og *Retorikken* så defineres eierskap som det man kan disponere seg av, og dermed kunne «gi» eller «selge». (Mayhew, 1993, s. 820). Eiendom er dermed bestemt av eksklusivitet og overførbarhet, og ikke kun besittelse; men kontroll. Locke på sin side forklarte eiendom med utgangspunkt i naturen, altså det uberørt og ubehandlet av mennesker. Naturen mente han at alle mennesker i «begynnelsen» hadde en gudgitt rett til å «gjøre» til ens eiendom, noe som skjer gjennom arbeidsprosessen hvor natur transformeres til å bli eiendom (Ebenstein & Ebenstein, 1990, s. 441). Det suverene mennesket legger gjennom arbeid igjen en bit av seg selv i sitt produkt, og dermed er ens produkt ens eget til å konsumere, og følgende er eiendom blitt skapt (Fusfeld, 1972, s. 22). Eiendom kan derimot også være laget av andres arbeidskraft, hvor noe dermed kan bli ens egen private eiendom via bytte.

Situasjonen i «begynnelsen», der alle på lik linje hadde tilgang og rett til naturen, kun var midlertidig grunnet mangel på tilgjengelig land og natur som følge av befolkningsvekst. (Tuckness, 2020). Dette gjorde det dermed nødvendig å forkaste fellesnaturen til favør av dannelsen av samfunn, noe som brakte med seg reguleringer av eiendom og rett til dette gjennom lover og regler (Ebenstein & Ebenstein, 1990, s. 443). På denne måten opphørte den «naturgitte» beskyttelsen over privat eiendom, mens beskyttelsen av eiendom gjennom samfunnets lover oppsto (Ebenstein & Ebenstein, 1990, s. 445). Videre, som også Hobbess argumenterte for, så representerte dermed autonomt, uhemmet eierskap det materielle grunnlaget for sosial orden ettersom dette maksimerte «preferansetilfredshet», i tillegg til at det gjorde ressursene mer verdifulle (Hepburn, 2017, s. 419). Slike lover angående privat eierskap ble derimot også problematisert. Rousseau for eksempel betraktet på sin side at eierskap og individets rett til å utøve eksklusiv rett og kontroll skilte «selvet», altså individet, fra forholdene som binder mennesket til naturen. Altså, slikt eierskap over land og naturressurser innebar at disse behandles som overførbare varer frakoblet sine «sosiale og økologiske samfunn» (Hepburn, 2017, s. 420).

Den franske økonomen Piketty (2020) argumenter på sin side for at eiendom defineres av samfunnets lover i seg selv, hvor eiendom, da både hva det er og kan være, ikke er konstanter ettersom økonomiske-, politiske og lovlige systemer vil variere fra tid til sted (Piketty, 2020, s. 611). Eiendom derfor er konstruert juridisk gitt av hva som er lov å eie, og hvem som har lov å eie, noe som gjør eiendom flytende. I moderne tid er dermed eiendom gjerne fysiske

ting som bygninger, land og maskiner, mm., (Piketty, 2020, s. 90), men også ikke-fysiske ting, som profitt, aksjer, renter, mm. (Piketty, 2020, s. 420), mens det for eksempel tidligere var slik at også mennesker ble sett på som legitim, likestilt eiendom (Piketty, 2020, s. 208). Eiendom er dermed noe mellommenneskelig og kulturelt hvor man ikke snakker om ting, men om hvordan man forholder seg til ting (McCay, 1996, s. 112). Hva eiendom er eller ikke er, samt hvem som har eller ikke har rett til den, er dermed i dette perspektivet ikke gitt av naturlige forhold, men heller sosiale forhold. Disse sosiale forholdene er hva Piketty omtaler som eiendomsreimene.

### 2.1.2 Om eiendomsregimer

Som nevnt innledningsvis så kan eiendomsregimer forstås på flere forskjellige måter, og kan også dermed kategoriseres ulikt. I introduksjonen presenterte vi Piketty's definisjon av eiendomsregimer, altså som regler som beskriver ulike eierskapsformer og da hvordan eiendom reguleres. Pikettys eiendomsregimer typologiseres etter det han omtaler som «properitærisme». Dette forklarer han er en politisk ideologi som i sin kjerne har opprettholdelsen og beskyttelsen av den private eiendomsrettigheten som sitt fundamentale formål (Piketty, 2020, s. 154). Properitærismen deles inn i to former, den «kritiske» og den «forverrende» properitærismen, etter hvor absolutt fokuset på privat eiendom og kapitalakkumulasjon er. Dette bunner dermed i stor grad ut i hvor sterkt den private eiendomsretten står i forhold til statlig eierskap og regulering. Felles for begge formene er at de utspiller seg i den samme økonomiske og politiske formen, nemlig kapitalismen (Piketty, 2020, s. 971). Kapitalismen som system kan sees på som en historisk utvikling som søker stadig utvidelse av privat eiendom og kapitalakkumulasjon; en utvikling som gjennom tidene har gått i ulike bølger og dermed produsert ulike retninger (Piketty, 2020, s. 154). De to retningene kan dermed til dels defineres ved sin historiske epoke. Den kritiske properitærismen er den formen som eksisterte i sosialdemokratiske land, som her i Skandinavia, fra 1. Verdenskrig og frem til slutten på den kalde krigen. Denne baserte seg på en balanse mellom statlig og privat økonomisk eierskap, mens den forverrende properitærismen i stedet baserer seg på et mer absolutt syn på privat eiendomsrett som løsning på alle spørsmål (Piketty, 2020, s. 122). Dette er properitærismen som ifølge Piketty eksisterte på 1800-tallet og igjen den dag i dag, nå under navnet “ny-proprietærisme” (Piketty, 2020, s. 29).

Som nevnt innledningsvis, så deler Schlager og Ostrom (1992) heller eiendomsregimene inn i fire ulike regimer, da etter hvordan ulike rettigheter og plikter ovenfor eiendom er fordelt. Her menes en «eiendomsrett» som en «håndhevbar myndighet til å gjennomføre spesifikke handlinger knyttet til et spesifikt domene», hvor det følgende finnes eksisterende regler som regulerer, eller gir fullmakt til, utførelse av eiendomsretten for et hvert individ (Commons, 1968, i Ostrom & Schlager, 1996, s. 130). Følgende finnes det motsvarende plikter andre er nødt til å følge for å tillate gjennomførelsen av rettigheten ettersom slike rettigheter uttrykker mellommenneskelige forhold. For mens de ulike rettigheter forteller hvilke handlinger individer kan- eller ikke kan gjøre opp mot andre individer, så beskriver de tilsvarende pliktene dermed hvilke handlinger en må, eller ikke må, gjøre i relasjon til andres eiendom (Ostrom & Schlager, 1996, s. 130).

Med utgangspunkt i hvilke rettigheter og plikter tilknyttet eiendom som eksisterer, og hvordan de er fordelt, så setter Hanna et al (1996) opp de fire ulike eiendomsregimene følgende (Hanna et al, 1996, s. 5):

REGIMETYPE	EIERSKAP	EIERRETTIGHETER	EIERPLIKTER
PRIVAT EIENDOM	Individuell	Sosialt akseptabelt bruk, kontroll over tilgang	Unngåelse av sosialt ikke-akseptabelt bruk
FELLES EIENDOM	Kollektiv	Eksklusjon av ikke-eiere	Vedlikehold, begrense bruksrate
STATLIG EIENDOM	Borgere	Bestemme regler	Vedlikeholde sosiale mål
FRI TILGANG	Ingen	Fangst	Ingen

Tabell 1.

Med *privat eiendom* menes det at en eller flere rettslig private personer har en utelukket rett til å ekskludere andre aktører fra eierens ressurser (Berkes, 1996, s. 89), i tillegg til retten til å overføre eierskapet over til andre (Eggertsson, 1996, s. 161). I følge Piketty er det altså dette eiendomsregimet som dominerer, hvor privat eiendom fungerer som en av grunnpilarene til det kapitalistiske systemet, som bygger på at økonomisk aktivitet skjer av og for private eiere, med mål om å produsere merverdier for disse (Stilwell, 2012, s. 51). *Felles eiendom* kan på sin side betraktes som privat eiendom hvor eierskapet deles mellom flere aktører.

Eiendomsregimet beskrives dermed som en samling av individer som besitter eiendomsrettigheter over et ressursystem (McKean, 1996, s. 227), og som et fellesskap utøver kontroll over ressursene i deres besittelse etter interne ordninger (Eggertsson, 1996, s. 161). *Statlig eiendom*, også kalt «offentlig eierskap», er eiendomsregimet hvor ressurser er under statens, eller andre offentlige organers, eierskap. I noen tilfeller kan det også være hvor eiendom *anses* som offentlig og dermed forvaltes av staten (McCay, 1996, s. 115). Ulike stater, som senere delkapittel kommer til å beskrive, kan derimot forvalte ressurser etter ulike mål. Til slutt, er *fri tilgang* den tilstanden hvor det ikke eksisterer eiendomsrettigheter, hvor det dermed ikke er noen etablerte rettigheter til de ressursene som måtte finnes, som regel grunnet teknologiske eller institusjonelle begrensinger, og regnes dermed som offentlig domene (Eggertsson, 1996, s. 161)

Ostrom og Schlager deler eiendomsrettigheter inn i fem kategorier, nemlig «access», «withdrawal», «management», «exclusison» og «alienation» (Ostrom & Schlager, 1996, s. 131-132). «Access», oversatt til «tilgang», er retten til å kunne fysisk befinne seg på definert område. Skal man derimot ha muligheten til å hente noe ut fra området trenger man retten til «Withdrawal», oversatt til «høsting», eksempelvis retten til å fiske i et fiskeområde. Retten til «management», regulering, bestemmer bruksmønster internt på området, altså hvordan, når og hvor høsting kan ta sted, samt hvordan eller hvorvidt strukturen til ressursene skal behandles. Denne reguleringsretten favner derimot ikke retten til å bestemme hvem som har eller ikke

har tilgangsetter, noe retten til «exclusion», ekskludering, gir. Avslutningsvis, gir «alienation», avhending, retten til å overføre de allerede nevnte rettighetene over til andre. Dette skjer gjerne i for av utleie eller salg av retten til å ekskludere og/eller regulere (Ostrom & Schlager, 1996, s. 131-132).

	<i>EIER</i>	<i>FORPAKTER</i>	<i>FORVALTER</i>	<i>AUTORISERT BRUKER</i>	<i>AUTORISERT DELTAKER</i>
<i>TILGANG</i>	X	X	X	X	X
<i>HØSTING</i>	X	X	X	X	
<i>REGULERING</i>	X	X	X		
<i>EKSKLUSJON</i>	X	X			
<i>AVHENDING</i>	X				

Tabell 2.

Tabell 2 illustrerer hvordan de fem nevnte rettighetene klasseres inn og definerer hvem holderne av rettighetene er, hvor kun dem som besitter alle rettighetene over en ressurs er å regne som en eier. En som kun har rett til tilgang regnes som en autorisert deltaker, hvor en må være en autorisert bruker for å ha retten til å høste. Disse rettighetene grupperes sammen og kalles «operasjonelle» rettigheter, altså retten til å utøve rettigheter. Forvaltere, forpaktere og eiere har derimot også retten til å utforme rettigheter, noe som kalles for «collective-choice»-rettigheter (Ostrom & Schlager, 1996, s. 131).

Denne modellen har blitt mye anvendt, men også bygget videre på og kritisert. Ojanen et al (2017) har for eksempel lagt til en ekstra kategori; retten til inntekt (Ojanen et al, 2017, s. 3). Dette beskrives som retten til å tjene penger fra en ressurs uten å anvende den selv, men heller ved å tillate andres bruk. Lignende argumenter finner vi hos Sikor et al (2017) som i lys av utviklinger som opprettelsen av kjøp og salg av klimakvoter sier at modellen er nødt til å oppdateres ved inkluderingen av indirekte rettigheter. Dette er når fordeler fra eie ikke stammer av direkte bruk av naturressurser, men fra å tilnærme seg inntekt assosiert fra å kun besitte eiendom (Sikor et al, 2017, s. 338). Galik og Jagger (2015) kritiserer den originale «knippe med rettigheter» tilnærmingen for å ikke favne opp alle eksisterende rettigheter og foreslår dermed også en ytterligere kategori; «alteration», retten til å utføre endringer på tjenester eller goder fra ressursen som utnyttes (Galik & Jagger, 2015, s. 77). Denne sjettede rettigheten argumenterer de for at er ulik retten til å regulere, noe Ostrom og Schlager beskriver som forbedre ressursen gjennom å endre på den, men som Galik og Jagger påpeker så er ikke alle endringer for det bedre (Galik & Jagger, 2015, s. 78). Modellens typologi har i tillegg blitt kritisert for være for vag når det gjelder nøyaktig hvilke rettigheter og plikter, og sammensetningen av disse, de ulike eiendomsregimene inneholder (Cole, 2002, s.12).

Avslutningsvis, så er det slik at eiendomsregimer, kanskje spesielt på når en betrakter disse på makronivå, ikke er «rene» regimer. Dette, som annet Cole (2002) og Geisler (2000) poengterer, fordi det i realiteten ikke finnes noe som heter «fullstendige» statlige eller private eiendomsregimer (Cole, 2002, s 13, Geisler, 2002, s. 68). Alle eiendomsregimer inneholder forskjellige kombinasjoner av individuelle, gruppebaserte og

offentlige rettigheter. Ulike økonomier kan derfor sies å være relativt private eller statlige (Cole, 2002, s 13). Denne oppgaven kommer derfor fremdeles til å bruke rammeverket og typologien som brukt av Schalger og Ostrom, da med fokus på privat og statlig eiendom, men da med forståelsen av at skillet mellom eiendomsregimene refererer til det relative styrkeforholdet regimene imellom, da målt som graden av hvor mye av økonomien som er i privat eie versus statlig eie.

## 2.2 Bærekraft

### 2.2.1 Generelle syn på bærekraft

Brundtland-kommisjonens rapport, *Vår felles Fremtid*, formulerte den kanskje mest utbredte forståelsen av bærekraft i deres definisjon av «bærekraftig utvikling», som de beskrev som en utvikling som imøtekommer «dagens behov uten å ødelegge mulighetene for at kommende generasjoner skal få dekket sine behov» (Verdenskommisjonen for miljø og utvikling, 1987, i Benjaminsen & Svarstad, 2017, s. 21). Med dette menes at økonomisk aktivitet, da forvaltning av naturressurser, produksjon og oppsamling av forurensing, må ta sted på en slik måte at det man nyter i dag også kan nytes i fremtiden (Faber & Manstetten, 2010, s. 22). Bærekraft tolkes med dette som at utvikling må knytte sammen sosiale-, økologiske- og økonomiske forhold (Evans & Jones, 2008, s. 1418), en tilnærming gjerne referert til som “triple bottom line” (Pope, Annandale & Morrison-Saunders, 2004, s. 595).

Dette synet på bærekraft kan beskrives som et antroposentrisk syn på bærekraft, ettersom det begrenser bærekraft til å kun inkludere menneskers behov og interesser. Når bærekraft måles ut ifra menneskelige interesser vil en altså begrense, eller forme, økonomisk aktivitet for å bevare menneskehetens velvære eller eksistens. Legitimering av miljøvern skjer da etter hvorvidt det er til fordel for mennesker (Faber & Manstetten, 2010, s. 23). Dette synet kan videre ses opp mot synet på naturen for øvrig som en kilde til ressurser, hvor naturen har en instrumentell verdi som kan måles etter hvor nyttig den er for mennesket (Ingebrigtsen & Jacobsen. 2004, s. 79). På denne måten betraktes natur som den delen av virkeligheten som ikke er påvirket eller bearbeidet av menneskelig aktivitet, og på den måten fungerer som en antipode til “kultur” (Ingebrigtsen & Jacobsen. 2004, s. 60). En mye brukt definisjon av naturressurser, som blant annet benyttet av OECD, av US Geological Survey er formulert slik:

A concentration of naturally occurring solid, liquid, or gaseous material in or on the Earth's crust in such form and amount that economic extraction of a commodity from the concentration is currently or potentially feasible.

US Geological Survey, 1980, s. 1

### 2.2.2 Økologisk bærekraft

Ikke alle syn på bærekraft, eller naturen i så måte, er like fokusert på det menneskelige perspektivet. For vår del er det miljøhensyn vil først og fremst er opptatt av, og dermed «økologisk bærekraft». Økologisk bærekraft kan defineres på forskjellige måter, hvor en enkel definisjon av et bærekraftig system er et system som vedvarer over tid (Costanza & Folke, 1996, s. 19). Eksempelvis så vil dette biologisk sett være system som unngår utryddelse ved at systemet tillater overlevelse og reproduksjon, eller økonomisk sett system som motstår ustabiliteter og kriser. Dette viser til at bærekraft dermed omhandler langvarighet. Derimot, så



er dette vanskelig å bedømme i nåtid. I biologien er for eksempel vanskelig å bedømme levedyktigheten til organisme som lever og produserer avkom i dag, for man er nødt til å vente for å se om organismen og dens avkom vedvarte eller ei. Det samme gjelder alle andre bedømmelser om bærekraft, som da altså er vurderinger om fremtidige forhold og da dermed er å regne som predikasjoner. Hva som anses som bærekraftig i dag er det man tror, eller håper, er bærekraftig for fremtiden (Costanza & Folke, 1996, s. 19).

Bærekraft er videre knyttet til begrepet «bæreevne». Dette begrepet stammer fra økologien og uttrykker hvor stor belastning naturgrunnet maksimalt kan tåle over en lengre periode uten at evnen til å tåle belastningen reduseres (Benjaminsen & Svarstad, 2017, s. 59). Betrakter man en ressurs som fornyer seg selv vil en moderat belastning, altså hvor en høster ressursen på et nivå under raten ressursen fornyer seg selv, dermed være å regne som en bærekraftig forvaltning av ressursen. Dette utgjør kjernen i «Maximum Sustainable Yield» teori (MSY). Dette er blant annet mye brukt innenfor fiskeri, hvor MSY dermed gir den maksimale mengden fisk en kan høste fra en bestand over en gitt periode uten at dette negativt påvirker bestanden (Maunder, 2008, s. 2292). Derimot, som det er blitt påpekt, så kan ikke noe sies å faktisk være bærekraftig før man har kunnet observere predikasjonen over nok tid (Costanza & Folke, 1996, s. 19). Det finnes også flere utfordringer når gjelder å beregne hastigheten ulike ressurser fornyer seg selv, i tillegg til at man trenger presis registrering av raten ressursene høstes inn, og til slutt god informasjon om størrelsen på ressursen. Som man for eksempel så i den mye brukte definisjonen til US Geological Survey, så er ressurser gitt av teknologiske forhold som bestemmer hvilke reserver man kan hente fra, og hva man i det hele tatt greier å oppdage. Dette kan dermed gjøre MSY-beregninger noe tvilsomme, og dermed visse sette spørsmålsteget ved til hvilken grad bæreevne er anvendelig til å definere bærekraft.

Som diskutert er altså spørsmålet om tid sentralt når forsøker å definere bærekraft. Tid må videre betraktes som noe relativt, for når man betrakter at et system er bærekraftig så trenger ikke dette nødvendigvis å mene at det gjelder for evig, men heller over et tidsspenn forholdsmessig til det man observerer. Om man igjen betrakter biologien som eksempel, så peker Costanza og Folke (1996) til at man kan forvente at en organisme lever en viss tid, men en art enda lengre. De forslår dermed å definere bærekraft i lys av levetid, hvor bærekraftige systemer er å forstå som systemer som oppnår sin forventede levetid (Costanza & Folke, 1996, s. 20). Fra naturvitenskapen betrakter vi gjerne den naturlige verdenen i form av økosystem, et heuristisk begrep som gir oss muligheten til å forklare mer komplekse prosesser ved hjelp av modeller basert på systemteori (Sieferle, 1990/2015, s. 9). Disse kan man ikke forvente at vare for alltid, blant annet grunnet klimatiske endringer og utviklinger internt, og har dermed begrensede, men forholdsmessig lange, levetider. Å bedømme bærekraft handler dermed om å skille mellom faktorer som naturlig begrenser livsspenn og utviklinger som forkorter livsspennet ytterligere. Costanza og Folke (1996) definerer dermed et system som bærekraftig om det «vedvarer i nominelle adferdstilstander så lenge, eller lengre enn, dets forventede naturlige levetid eller eksistenstid» og hvor «verken bærekraft på komponent- eller systemnivå, som vurdert av levetidskriteriet, gir bærekraft til det andre nivået» Costanza & Folke, 1996, s. 21).

Her er det verdt å bemerke seg bruken av ordet «naturlig». Hvis man for eksempel skulle dra inn det marxistiske synet på natur, nemlig som at mennesket ses på som en del av naturen og hvor da naturen omfatter mennesket så vel som alle andre «naturlige» ting, vil en se at menneskelig samhandling med naturen da er å betrakte som natur som påvirker natur (Henderson, 2009, s. 267-268). Det at mennesket ødelegger økosystemene vi tar del i kan med dette være å regne som like «naturlig» som at økosystem forvitrer av seg selv over tusen år. Likevel, så kan man skille mellom mer eller mindre gode menneskelige samhandlinger med det rundt oss, etter til hvilken grad vi er en forstyrrende faktor. Skal vår samhandling være å regne som bærekraftig så bør samhandlingen strebes etter å være så harmonisk som mulig.

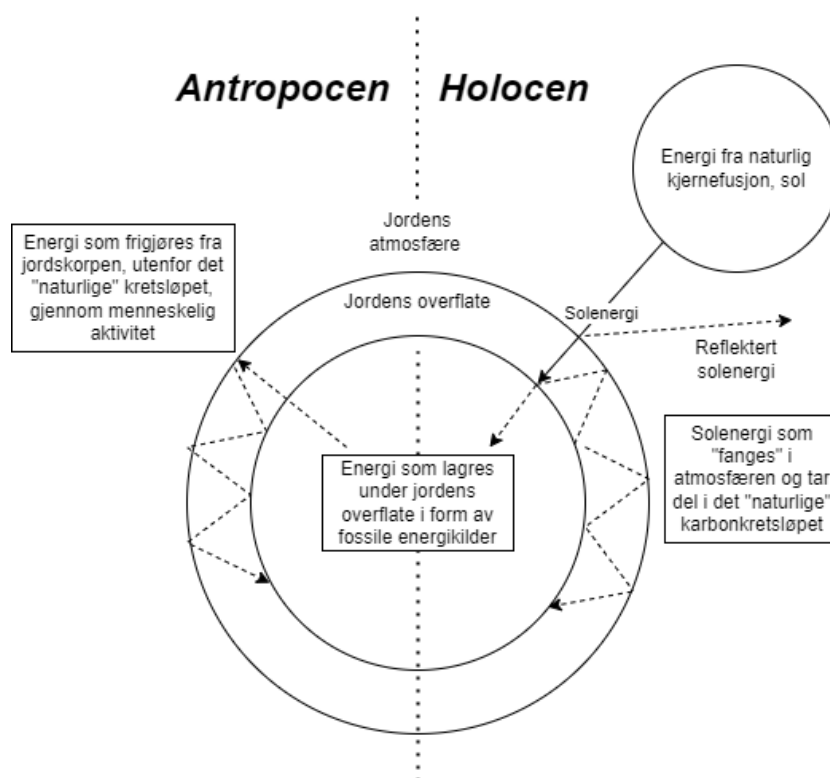
Et annet, relatert syn på økologisk bærekraft er bærekraft i lys av naturlige kretsløp. Økosystemers viktigste karakteristikk er omløpet av stoff og energistrømmer. Biosfæren kan anses som et åpent system drevet av en strøm av energi som syntetiserer biomasse, omgjør dette til bevegelse og reproduserer organismens stoffskifte (Sieferle, 1990/2015, s. 9). På denne måten sirkulerer det materialer og stoff rundt i systemet, mens energistrømmen utgjør systemets motor. I disse kretsløpene eksisterer også mennesket på lik linje med alle andre materier på jorda, men menneskes rolle skiller seg markant fra økosystemenes andre komponenter når en betrakter det som gjør mennesket unikt, nemlig kulturell evolusjon (Sieferle, 1990/2015, s. 10). Over en tidshorisont utilgjengelig for menneskelig erfaring opplever også økosystemer evolusjon, men i et menneskelig perspektiv preges de gjerne av regelmessighet og system, og fremstår dermed som balanserte og uforanderlige. Endring i adferd og andre økologisk relevante karakteristika ved mennesker oppstår ikke gjennom prosesser som påvirker alle arter, altså darwinistisk evolusjon i form av genetisk variasjon og seleksjon av genotyper, men heller gjennom en langt raskere kulturell endring. Dette gjør mennesket i stand til å være en svært forstyrrende bestanddel i økosystemene de måtte ta del i, ettersom endringstempoet til den kulturelle evolusjonen er i en helt annen divisjon sammenlignet med den biologiske evolusjonen (Sieferle, 1990/2015, s. 10).

Kjernen i dagens klima- og miljøproblemer ligger i at det er svært lite trolig at de mange og hurtig ekspanderende menneskelige aktivitetene som er av økologisk relevans vil nøytralisere hverandre på en slik måte at de økologiske betingelsene mennesker i dag er avhengig av vil vare ved (Sieferle, 1990/2015, s. 21). Helt siden den industrielle revolusjon har produksjon og økonomisk aktivitet i stor grad vært frakoblet og da uavhengig fra den naturlige energistrømmen gitt av solas eksterne energitilførsel (Altvater, 2014, s. 72). Med dette som utgangspunkt kan man betrakte økologisk bærekraft som å heller holde økonomisk aktivitet innenfor økosystemenes og det naturlige karbonkretsløpets rammer. Dette skal vi følgende undersøke nærmere.

### 2.2.3 Forholdet mellom ressursbruk og bærekraft

Naturen utgjør ressursgrunnlaget for all økonomisk aktivitet. Økosystemene blir dermed påvirket av både økonomiens input, som tømmerhogst, gruvedrift og forskjellige former for hav- og landbruk, og output, som produksjon, utslipp og distribusjon. Miljøproblemer vil derfor kunne oppstå når det er en ubalanse mellom tidshorisontene til de økonomiske- og de naturlige systemene (Ingebrigtsen & Jacobsen. 2004, s. 78). Produksjon og forbruk av varer og tjenester tar for eksempel mye kortere tid enn naturens opp- og nedbyggingsprosesser, og

følgende vil et resultat av dette være at naturens egne reproduksjonssystemer får problemer, avfallsstoffer vil hope seg opp og til syvende og sist risikerer systemet kollaps. Dette er en trussel en rekke av verdens økosystemer i dag står ovenfor som en virkning av industrialiseringen verden har opplevd siden den industrielle revolusjon (Ingebrigtsen & Jacobsen. 2004, s. 78). For siden da har menneskelig aktivitet drastisk endret den naturlige energistrømmen på jorden til den grad at det nå er oss mennesker som er den drivende faktoren for global miljø- og klimaendring (Sieferle, 1990/2015, s. 10, Rockstrom et al., 2009, s. 472). Det argumenteres derfor følgende for at verden de siste hundre årene har beveget seg inn i en ny geologisk epoke, *Antropocen*, definert ved menneskets dominerende virkning på jordlige kretsløp, som erstatter den tidligere stabile perioden *Holocen* som har eksistert de siste 10 til 12 årtusener (Crutzen, 2002, s. 23). Men, som bla. Sieferle (1990/2015) betrakter, så er det ikke mennesket i seg selv som er den kritiske enheten når en betrakter menneskets rolle i økologien, men heller forskjellige typer for menneskelig kultur (Sieferle, 1990/2015, s. 10).



Figur 1 Illustrasjon av energisyklusen under de to geologiske periodene, Antropocen og Holocen.

Kultur kan ses på som en organisering av fenomen, som kan være alt fra ideer, holdninger og handlinger. Disse består av, eller er avhengige av, bruk av symboler, noe som setter mennesket i en spesiell posisjon som den eneste skapningen som besitter muligheten for symbolbruk, og da kultur (White, 1943, s. 335). «Mennesket» utgjør på denne måten kun en betingelse for menneskelige kultursystemer, noe som betyr at forholdet mellom mennesker og natur er et spørsmål om forholdet mellom menneskelige kulturdannelser (Sieferle, 1990/2015, s. 10). Kultur, altså former for menneskelig adferd, kan følgende ses på i lys av energi. Alle levende organismer, samlinger av stoff og materier, drives av energi som enten direkte eller indirekte stammer fra solen, men kun mennesket har evnen til å utvikle kumulative overskudd

av energi (Rosa, Machlis & Keating, 1988, s. 151). Mennesket behøver å konvertere en viss mengde energi for å opprettholde fysiske strukturer og dermed evne bevegelse og arbeid, men trenger langt mer energi for å bygge og opprettholde institusjonelle, kulturelle og sosiale rammer rundt den menneskelige tilværelsen (Sieferle, 1990/2015, s. 10). Menneskelige samfunn og sivilisasjoner, kultur, kan dermed beskrives i relasjon til deres organisering av energi (White, 1943, s. 335), hvor kultur utvikler seg i tråd med økningen av tilgjengelig energi (White, 1943, s. 338). Overskudd av energi, altså mer energi enn det nødvendig for stoffskiftet, har dermed vært sentralt for økonomisk utvikling (Carver, 1924, s. 6).

Sieferle deler med dette inn i tre samfunnstyper etter hvordan de organiserer energistrømmer, og følgende de mengdene med energi, og da ressurser, de er i stand til å benytte seg av. I det første, jeger og sankersamfunnet, så deltar mennesket i energistrømmen som alle andre rovdyrarter, altså gjennom å benytte seg av solenergi fiksert i planters fotosyntese eller energi konvertert til biomasse gjennom planteetere (Sieferle, 1990/2015, s. 11). Energistrømmen modifiseres ikke og er på den måten utenfor menneskets kontroll. Dette endret seg derimot ved inntoget av jordbruksamfunnet. Gjennom blant annet rydding av skog, dyrking av jord, og kultivering av nye arter planter og dyr, kunne man modifisere og konsentrere energistrømmen (Sieferle, 1990/2015, s. 11). Jordbruksamfunnet utviklet også nye metoder for biologisk og mekanisk energikonvertering, hvor særlig vindkraft, brukt hovedsakelig til seiling, og vannkraft, brukt til blant annet kverning, sto sentralt (Sieferle, 1982/2001, s. 20-21). Mennesket tok på denne måten del i den naturlige energistrømmen ettersom man ikke var i stand til å benytte seg av mer energi enn den som strømmet gjennom økosystemet med solen som eneste energikilde (Sieferle, 1990/2015, s. 12). Dette kan derfor kalles for den «kapitalistiske produksjonsmåten grønne fase» (Skarstein, 2014, s. 29).

Den industrielle revolusjonen som blomstret opp Europa kunne ikke ha skjedd på basis av et energisystem basert utelukkende på sola, og måtte da følgende være knyttet til en endring i energisystemet (Sieferle, 1990/2015, s. 13). Den kapitalistiske produksjonsmåten gikk med dette inn i en ny fase, nemlig den fossile fasen (Skarstein, 2014, s. 32). Den industrielle revolusjon kan sies å ikke først og fremst være en teknologisk revolusjon, men heller en energirevolusjon, ettersom uten det nye tilskuddet av tilgjengelig energi var en betingelse for den teknologiske utviklingen (Skarstein, 2014, s. 27). For det var dette bruddet med det tradisjonelle solenergisystemet og dets begrensinger var det som la til rette for store utviklinger innenfor alt fra jordbruk og transport, til metallurgi og kjemi (Sieferle, 1990/2015, s. 14). Dette brakte med seg en økonomisk vekst uten historisk parallell. Men, som vi nå er veldig klar over så førte denne utviklingen også med store miljømessige utfordringer.

Som blant annet Altvater (2014) påpeker så lar ikke økonomisk vekst seg frikobles fra naturforbruk, ettersom den kapitalistiske produksjonsprosessen og kapitalakkumulasjonsprosessen er sammenkoblet. Dette begrunner han med at økt arbeidsproduktivitet er at *arbeid* som produksjonsfaktor blir erstattet av *kapital*. Dette innebærer dermed ytterligere bruk av materialer og energi, hvor det er de energikildene med høyest energitetthet, som frem til i dag enda er fossile kilder, som vil benyttes (Altvater, 2014, s. 62). Høyere vekst målt i verdi fører med seg tilsvarende vekst i stoff- og materialbruk, men uten en tilsvarende vekst i størrelsen på jordas overflate (Altvater, 2014, s. 63). Økingen i

naturforbruk gjelder, paradoksalt nok, også effektivisering som faktisk reduserer det økologiske avtrykket for hver enhet av et produkt produsert. Dette skyldes såkalte «rebound effects», som forklarer at når effektivisering tar sted så frigjør dette ressurser og øker etterspørsel. Effektivisering dermed funnet til å kunne øke ressursbruken delvis, og i noen tilfeller totalt (Santarius, 2012, Khazzoom, 1980, Jenkins et al, 2011, Hanley et al, 2008). Å begrense produksjon av klimautslipp og bruk av naturressurser kan følgende argumenteres for å være synonymt med å begrense vekst, og motsatt. Hvilke menneskelige institusjoner som best gjør dette, hvor de jordlige økosystemene vi er en del av opprettholdes, hvor man greier å eksistere i tråd med de «naturlige» systemene, er dermed avgjørende.

## 2.3 Eiendomsregimer og bærekraft

### 2.3.1 Det private eiendomsregimet og bærekraft

Mens Locke begrunnet at rett til eiendom var en rett gitt av gud, er det derimot andre som har begrunnet sin støtte til privat eie av naturressurser som et middel når å oppnå miljømessige mål (Gilmour et al, 2012). Et av de sentrale argumentene bygger på at privat eie internaliserer kostnader assosiert ved ressursbruk, noe som gir et insentiv til å forvalte ressursene på en ansvarlig måte. Argumentet har blant annet blir popularisert av Garrett Hardin og hans innflytelsesrike artikkel *The Tragedy of the Commons*, på norsk *Allmenningens tragedie* (Jones & Carswell, 2007, s. 143). Hardin baserte artikkelen sin på et tankeeksperiment som omhandlet en fiktiv landsby med en tilhørende allmenning landsbyens beboere kunne la dyra beite på. Allmenningen, som allmenninger er, er tilgjengelig for alle innbyggerne uten begrensninger. Beiteområdet forvaltes dermed av alle innbyggerne likt, men de beitende dyrene eies av individuelle bønder. Den enkelte bonde har en interesse i å maksimere sin egen vinning ved å ha dyr på beite, og vil dermed velge å øke flokken sin med ekstra dyr om bonden finner at dette gir hen mer nytte enn ikke. Nyten ved å øke flokken faller dermed på bonden selv, men ettersom beitet er felles så deles kostnaden med de andre bøndene. Siden kostnadene deles likt, vil nyten for den individuelle bonden ved å øke flokken alltid overstige kostnaden bonden opplever selv. Dette vil til slutt nå et punkt hvor beitingen overstiger allmenningens bæreevne, og en økologisk og økonomisk kollaps vil følge. Fri tilgang vil dermed føre til ruin for alle, konkluderer Hardin (Benjaminsen & Svarstad, 2017, s. 60).

Løsningen er derfor å etablere eiendomsrettigheter. Disse kommer helst i form av private rettigheter, ettersom kostnaden ved å høste blir internalisert hos individet som høster selv, noe som gjør at ressursbruken vil være langsiktig og effektiv (Gilmour et al, 2012). Dette er grunnet i flere forhold. Først, så antas det at alle avgjørelser tas av enkeltindividet, hvor da alle områder med felles bruk, som i Hardins allmenning, så finnes det ikke noen felles forvaltning. Videre, så betraktes private økonomiske aktører som å være rasjonelle og nyttemaksimerende, gjerne kjent som det «økonomiske mennesket» (Stilwell, 2012, s. 162). Dette er dermed grunnlaget for miljøvern basert frimarkedsdynamikk, hvor man betrakter alle individer som styrt av en «menneskelig natur» som er iboende selvopptatt, hvor da naturen og dens ressurser best ivaretas om en bygger sosiale institusjoner som best fanger opp om menneskelig natur gjennom insentiver (Anderson & Leal, 1991, s. 4).

Hardins bønder handler ut ifra denne menneskelige naturen, og ettersom allmenningen forvaltes felles, men basert på individuell beslutningstaking uten noen form for koordinering,

så vet ingen av de individuelle bøndene hvordan de andre vil oppføre seg. Skulle for eksempel en fremoverlent enkeltbonde skue den kommende katastrofen i horisonten og dermed velge å trappe ned antall egne dyr på beitet, så vil bonden raskt oppdage at den nye reduserte nytten er langt mindre enn den nye reduserte kostnaden. Dette er derfor ikke økonomisk rasjonelt for bonden, det er for risikabelt, noe som tvinger bonden inn i en situasjon hvor det ikke er mulig å tenke langsiktig (Hanna & Jentoft, 1996, s. 39). Derimot, hadde beiteområdet vært inndelt i adskilte områder hvor alle landsbyens bønder hadde sin egen flekk med gress så ville hver enkelt bonde kjenne på de fulle kostnadene, så vel som nytte, ved å redusere eller øke flokken, og dermed tillates langsiktig tenkning. Privat eiendom skaper derfor insentiver til å bruke ressurser effektivt (Vatn, 2001, s. 669). Spesifiserer man dermed eiendomsrettighetene perfekt hvor da alle kostnader internaliseres så blir det ikke mulig å lempe over kostnader på andre, noe som dermed resulterer i beskyttelse av naturressursene (Cole, 2002, s. 88). I tillegg til dette, så vil eierskapet også gi et insentiv til å benytte ressursene på en effektiv måte i flere forstander Fordi, ettersom eieren også vil oppleve direkte gevinster ved å kutte kostnader gjennom investeringer og innovasjoner vil hen dermed ha et insentiv til å gjøre også dette (Shleifer, 1998, s. 8). Av denne grunnen argumenterte økonomen T. Carver (1924) for at kapitalisme var moralsk siden han mente at dette var dette økonomiske systemet som sløste minst, ettersom han så på ineffektiv bruk av ressurser som en «synd» (Rosa et al, 1988, s. 151).

Derimot, så har dette argumentet blitt problematisert empirisk. Gilmour et al. (2012), i deres analyse av eierrettigheter og forvaltning av Australiske fiskeressursers hvor de sammenlignet fiskere med eller uten kvoter, finner de at ikke-eiere i større grad støttet mer beskjedne nivåer av fangst sammenlignet med kvoteeierne. De peker dermed mot at eiendomsretter ikke er like viktig som antatt, og går dermed imot teorien om insentivene privat eiendomsrett gir når det gjelder bevaring. De konkluderer derimot også med at det fremdeles er mulig at eierskapsinteresser oppfordrer ansvarlig bruk, men at det kanskje ikke er slik at de med størst eierinteresse som opptrer mest bærekraftig (Gilmour et al., 2012). Grafton et al (2006) finner på den andre siden at regulering av fiskeriressurser som gir private insentiver gjennom utdeling av rettigheter til å høste, eller rettigheter til visse territorier, samt prising på økologiske ødeleggelse, sørger for både økologisk og økonomisk bærekraftig forvaltning (Grafton et al, 2006).

Det er videre visse andre teoretiske utfordringer ved privat eiendomsrett når det gjelder bærekraft. Privat eiendomsrett, som tidligere beskrevet, er en av hjørnesteinene til kapitalismen der de økonomiske avgjørelsene i stor grad gjøres av private aktører. Disse aktørene, som man antar er rasjonelle nyttemaksimerere, søker dermed å tjene så mye de kan på ressursene de eier og vil følgende utnytte ressursene de kontrollerer så mye som mulig for å gjøre dette. For eiere av privat eiendom har ingen *a priori* grunn til å ta vare på de ressursene de kontrollerer. Skulle for eksempel de nyttemaksimerende eierne av en skog finne ut at skogen deres vil være mer verdt for dem omgjort til tømmer, så vil de da kutte ned skogen uten å måtte ta hensyn til hvilke kostnader dette vil medføre andre (i fravær av offentlige reguleringer som måtte hindre dette) (Gibson et al, 2002, s. 209). Slike kostnader vil for eksempel være tap av biodiversitet og økologiske tjenester produsert av skogen, som blant annet karbonlagring. Dette er verdier som ikke har noen direkte økonomisk verdi for

eieren av skogen, men som likefullt er verdier da de er uvurderlige bestanddeler for sunne økosystem, i det minste i fravær av retten til indirekte inntekt som Sikor et al (2017) beskriver (Sikor et al, 2017, s. 338). Riktig nok så er ikke alle private eiere av naturressurser drevet av personlig nyttemaksimering (Cole, 2002, s. 28), men private aktører som driver ideelt utgjør svært små andeler av verdens økonomier, for eksempel bare 5,6% av BNP i USA (National Center for Charitable Statistics, 2020).

Det er mange måter å, i alle forsøke å, beregne økonomiske verdier fra naturen. Etter ny-klassisk økonomisk tenkning er en vanlig tilnærming å dele opp naturen i individuelle bestanddeler, trukket ut fra biosfæren og økosystemet de er deler av, for å omgjøre dem til varer, for så gi varene priser gjennom markedsmekanismer (Foster, 2002, s. 27). Denne tilnærmingen gjør at man kan dele opp en regnskog inn i for eksempel gummi, tømmer og medisiner med tilhørende markedspriser. Derimot, så møter man på noen utfordringer i det man betrakter skogen som en produsent av oksygen og opptaker av CO<sub>2</sub>, som er langt vanskeligere å gi økonomisk verdi (Ingebrigtsen & Jacobsen. 2004, s. 79). Mangelen på slike priser ses dermed på av slike økonomer som årsaken til miljø- og klimaproblemer. For, om alle økonomiske handlinger internaliserte kostnadene og fordelene assosiert ved økonomisk aktivitet, hvor da for eksempel utslipp og miljøødeleggelser inngikk i prissettingen av varer, så vil markedet finne et miljøvennlig optimum (Foster, 2002, s. 30). Det finnes følgelig mange forsøk på hvordan gi økologiske prosesser økonomiske verdier (Ingebrigtsen & Jacobsen. 2004, s. 79-83, Foster, 2002, s. 27-30), men det argumenteres likefullt at problemet ved å inkludere naturens egenverdi i slike utregninger enda står uløst (Ingebrigtsen & Jacobsen. 2004, s. 82). Følgende blir økologiske egenverdier gjerne tatt for gitt og behandlet som forbruksvarer (Henderson, 2009. s. 277).

Kostnadene som beskrives ovenfor kalles eksternaliteter, noe som defineres som virkninger produsert gjennom økonomisk aktivitet som fører til kostnader som pålegges andre aktører enn produsenten av virkningene, noe som det ikke kompenseres for (Vatn, 2001, s. 669). Slik som ved avskoging, noe som kan bidra til ødeleggelser av økosystemer mange er direkte eller indirekte avhengig av, så skjer det skyvning av kostnader fra skogeier og over på andre (Vatn, 2001, s. 672). For aktøren som hugger ned skogen og opplever den individuelle nytten dette gir så vil avskogingen kunne oppleves som noe særdeles økonomisk effektiv å gjøre, selv om kostnaden dette har på for økosystemet som helhet, og da samfunnet, kan være langt større. Foster (2002) omtaler dermed kapitalismen, som det økonomiske systemet basert på privat eiendomsrett, som:

... an economy of unpaid costs, "unpaid" in so far as a substantial portion of the actual costs of production remain unaccounted for in entrepreneurial outlays; instead they are shifted to, and ultimately borne by third persons or by the community as a whole.

Foster, 2002, s. 101

Videre, har også det private eiendomsregimet også hatt en tendens til å favorisere eliter og dermed ekskludert fattigere segmenter fra naturressursforvaltningen (USAID, 2006 s. 25). Vinnerne på markedet, altså de som eier de ressursene som produserer de største merverdiene, tilegner seg markedsrett. Dette gjør det lettere for dem å tilegne seg enda flere ressurser, noe

som ytterligere styrker deres posisjon på markedet og dermed følgende videre mulighet til å tilegne seg enda mer velstand. Resultatet er følgende konsentrasjon av eierskap over ressurser og dermed større forskjeller mellom fattig og rik (Vatn, 2001, s. 673).

### 2.3.2 Det statlige eiendomsregimet og bærekraft

Statlig forvaltning er på mange måter vanskeligere å karakterisere sammenlignet med privat eierskap ettersom ulike stater seg imellom, og da deres mål og motiver, kan variere veldig. Det vil for eksempel være store forskjeller i hvordan en diktatorisk stat og en demokratisk fungerer, og dermed hvordan de forvalter naturressurser. Det er av denne grunnen, som vi allerede har argumentert, at vi er nødt til å betrakte demokrati for seg selv også. Det er likefullt flere generelle teoretiske og empiriske trekk ved statlig eierskap hvordan dette relaterer seg til bærekraftig naturressursforvaltning.

For det første, så er ikke offentlige forvaltere, byråkrater og politikere, drevet av det samme profittmotive som private eiere er, og forvalter dermed ikke ressursene under sin kontroll etter mål om å maksimere ressursenes økonomiske verdi på samme måte (Cole, 2002, s. 39). Dette tillater at man i større grad kan forvalte etter andre mål, samt sørge for at naturressurser faller hele befolkningen til gode gjennom at staten benytter inntektene knyttet til naturressurseierskapet til sosiale formål (Hepburn, 2017, s. 392). Videre, er ikke statlig eiendom like «autonom» som privat eiendom er, altså i motsetning til hva Hobbes og Locke argumenterte for at eiendom burde være. Dette er grunnet at det statlige eierskapet modereres av sosiale interesser og ansvar, hvor da staten forvalter ressursene under dens kontroll etter «kommunitære» hensyn, heller enn de klassiske «kontraktiske» begrunnelsene (Hepburn, 2017, s. 420). Med dette menes det at statlige eiendomsretter til å forvalte naturressurser i større grad kan defineres ved retten til å høste sosial aksept, kanskje særlig i nyere tider hvor man har sett et økt fokus på lokal medvirkning og inkludering (Ribot, 2004, s. 7), heller enn kapasiteten til å utøve kontroll og eksklusivitet (Hepburn, 2017, s. 420).

En OECD rapport fra 2020 fant at statseide selskaper, definert som selskaper hvor minst 10% av aksjene var eid av en stat, i en undersøkelse av 6600 forskjellige selskaper, scoret bedre på såkalte ESG-rangeringer enn private selskaper (OECD, 2020, s. 154). Ved bruk av denne definisjonen av statseide selskaper utgjorde disse 132 av de 500 største selskapene i verden i 2019, hvor godt over halvparten befant seg i Kina alene, og utgjorde 14% av verdens markedsandel (OECD, 2020, s. 148). ESG står for «environmental», «social» og «governance», og brukes som ikke-finansielle mål for å guide investeringer mot langsiktig verdiskapning, samtidig som at det gjør det lettere for investorer å innfri sosiale målsetninger (OECD, 2020, s. 18). Rapporten peker på flere grunner hvorfor dette kan være tilfellet. En av disse er at statseide selskaper, så vel som andre statlige investeringer, ofte overses direkte av valgte representanter som tenderer til å være mindre villig til å akseptere risiko sammenlignet med private eiere (OECD, 2020, s. 149). Videre pekte rapporten til at statseide selskaper ofte har andre syn på bærekraft enn privateide selskaper. For mens privateide selskaper sine styrever står til ansvar for å levere gode resultater for selskapets eiere, noe som da ofte utelukkende dømmes etter finansielle mål, så står statseide selskaper på sin side til ansvar for folkets interesser. Dette gjør at statlig forvaltning i større grad favner om andre, sosiale målsetninger også, som miljø (OECD, 2020, s. 149). Ojanen et al (2017) gjennomførte derimot en



systematisk innholdsanalyse av tidligere forskning på feltet som inneholdt empiriske bevis på hvordan ulike eiendomsregimer påvirket tre ulike fornybare ressurser, herunder fisk, skog og utmark. Her fant de at ulike eiendomsregimer hadde ulike virkninger for ulike ressurser, men at det overordnet ikke var mulig å komme med noen sikre konklusjoner om forholdet mellom eiendomsreimer og miljø (Ojanen et al, 2017, s. 20).

Statlig eierskap kan videre ha noen fordeler når det gjelder tilgang til informasjon nødvendig for god forvaltning. Dette kommer blant annet fra at statlig eierskap enklere kan dra nytte av fordelene assosiert ved skala. Privateide skogsområder er gjerne delt opp i flere eiendommer som gjerne er av mindre størrelse enn hva for eksempel territoriene til de artene som befinner seg på skogsområdet er (Cole, 2002, s. 100). Statlig eie av ressurser derimot vil kunne være fordelaktig ettersom dette vil kunne tillate forvaltning av ressurser som best forvaltes som en samlet enhet, heller enn i mindre bestanddeler. Dette er grunnet i at flere typer naturressurser er relativt mer produktive samlet enn oppdelt. Det i tillegg en rekke «common pool» ressurser som ikke er mulig å dele opp, som for eksempel hav og atmosfæren. I tillegg til dette finnes det ressurser som kan være uforutsigbare, eksempelvis beiteområder i tørre områder, eller ressurser som kan være svært geografisk mobile, som enkelte fiskebestander. Det kan dermed argumenteres for at forvaltning av ressurser hvor forvaltningen dekker hele ressursens område er å foretrekke fremfor å stykke opp ressurssystemet. Økologer har lenge argumentert for at størrelse er svært viktig for å ta vare på og opprettholde skjøre økosystemer (Noss & Cooperrider, 1992, s. 141). En slik forvaltning vil i større grad kunne internalisere eksternaliteter over større system, noe som følgende vil kunne bedre tilpasse forvaltningen når det gjelder forholdet mellom økologiske- og institusjonelle grenser, samtidig som at det reduserer geografisk flaks og uflaks (McKean, 1996, s. 229).

Videre, er det flere som har kritisert Hardins *Allmenningens tragedie* for å ha et for ensidig syn på menneskelig oppførsel. Denne kritikken bygger blant annet på at argumentet ensidig fokuserer på individuell adferd og dermed overser sosial adferd. Det antas at det de fleste gjeterne ikke vil innse at den ukoordinerte tilstanden de befinner seg i er håpløs, og dermed ikke vil bestemme seg for å endre rettighetene og reglene som gjelder for beiteområdet, noe de i realiteten heller vil gjøre (Hanna & Jentoft, 1996, s. 39). Ettersom det finnes et kollektivt behov for å holde ressursene de alle sammen er avhengig av ved like vil en organisering rundt dette, med etablering av regler og normer som regulerer adferden og dermed begrenser deres påvirkning på miljøet, oppstå. Historiske eksempler har vist at destruktive, individualistiske tendenser har blitt bekjempet av sosial organisering rundt en felles forståelse at man ikke tjenes av miljødegradering. Flere studier har nemlig beskrevet hvordan felles tilgang til ressurser, over tid og gitte betingelser, har ledet til etablering av institusjoner som regulerer samarbeid om forvaltning av ressursene, av blant annet Ostrom og hennes kollegaer (Benjaminsen & Svarstad, 2017, s. 61).

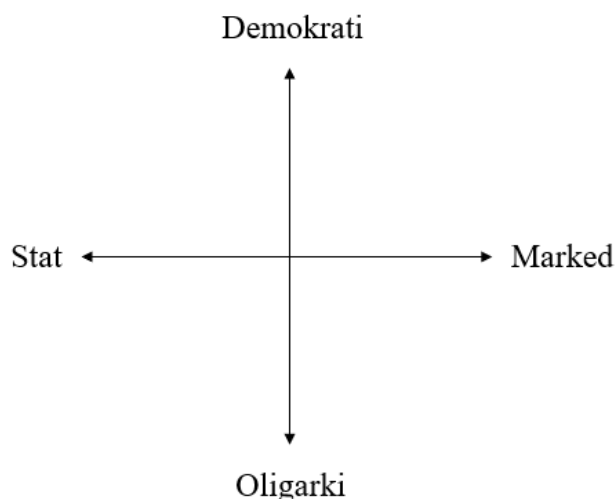
På den andre siden, så ligger et av de teoretiske problemene ved statlig eierskap i forvalternes økonomiske insentiver. For, som allerede diskutert, så opplever de som forvalter på vegne av staten ikke de samme direkte økonomiske virkningene av forvaltningen som private eiere gjør. Ettersom disse ikke personlig eier ressursene som er under deres kontroll, så føler de heller ikke personlig på det samme økonomiske tapet om de skulle gjøre dårlige avgjørelser

(Cole, 2002, s. 39). Disse tapene er blitt heller flyttet over på offentligheten som helhet, og følgende er det mindre sannsynlig at offentlige forvaltere vil være like opptatt av å ta vare på, eller i så måte maksimere økonomisk eller økologisk nytte fra, ressursene de forvalter sammenlignet med en privat eier (Cole, 2002, s. 39). Videre, så blir også velstanden skapt av god offentlig forvaltning fordelt. Dette måles for forvalteren i form av økt innflytelse og større budsjett, noe som er goder den valgte forvalteren bare kan direkte nyte mens vedkommende sitter ved makten. Ettersom valgte forvaltere er avhengige av å bli gjenvalgte for å kunne fortsette å nyte disse godene må de tilfredsstillende velgernes behov innen neste valg, noe som gir et sterkt insentiv til å konsentrere ressursbruken på formål som dekker nåværende behov, fremfor å fokusere på fremtidige behov (Stroup & Goodman, 1992). Ut ifra dette vil en dermed kunne forvente at offentlige, valgte forvaltere vil tendere til å gjøre politiske beslutninger som produserer synlig og umiddelbar nytte, og samtidig at man vil flytte kostnader inn i fremtiden. Dette kan særlig være et problem i utviklingsland hvor politisk valgte ledere gjerne ser seg nødt til å love ting som høyere vekst, infrastruktur og mer forbruk, goder som gjerne er i konflikt med miljøet, for sin politiske overlevelses skyld (Roeland & de Soysa, 2021, s. 2021). Ikke-valgte offentlige forvaltere er derimot ikke avhengig av å bli gjenvalgte for å holde på jobbene sine, og har på denne måten ikke de samme teoretiske insentivene til å favorisere mer kortsiktige beslutninger, men det kan likefullt argumenteres for å at også disse blir påvirket av valgcykluser. Ettersom budsjetter og organisering av forvaltningsorganer er underlagt valgte politikere kan byråkrater som en konsekvens legge seg på forvaltningslinjer som beskytter sine budsjett og status, selv om dette skulle innebære å utarme ressursene under deres kontroll (Cole, 2002, s. 90).

## 2.4 Demokrati og bærekraft

Som vi til nå har sett, så er en viktig måte mennesker utover makt over andre er nemlig gjennom forflyttingen av miljømessige kostnader. Dette skjer ikke ofte villet, men heller som mer eller mindre uforutsette eksternaliteter som oppstår som resultat av økonomisk aktivitet der en som økonomiske rasjonelle aktører søker produksjon og forbruk til lavest mulig kostnad (Boyce, 2002, s. 125). Derimot, så er ikke kostnadene som produsenten eller konsumenten forsøker å minimere de fullstendige kostnadene, men de internaliserte kostnadene. Man kan dermed si at negative eksternaliteter avhenger av det relative maktforholdet mellom de som produserer eksternalitetene og de som må betale for dem (Boyce, 2002, s. 125). Man kan derfor tenke seg produksjonen av eksternaliteter vil være større i de tilfellene hvor det er større avstand mellom produsenten av eksternalitetene og dem som betaler for dem, og da at det er mer miljødegradering og utslipp i samfunn preget av slike ujevne maktforhold. Demokratisering, forstått som fordeling av makt, kan dermed synes å være en faktor som forhindrer miljødeleggelser ettersom dette vil kunne begrense økonomiske aktørers mulighet til å misbruke andre aktører og miljøet (Boyce, 2002, s. 125).

Boyce (2002) ser dermed som tidligere nevnt for seg at man kan plassere økonomier inn i et diagram med to akser etter hvordan makt, og dermed kontroll over eiendom, er fordelt (Boyce, 2002, s. 126):



*Figur 2 Faktorer langs to akser som kan påvirke naturressursforvaltningen, demokrati-oligarki og stat-marked.*

Ser man blant annet på Filippinsk skogforvaltning på 80-tallet så finner man eksempler på forholdet mellom formell statlig eierskap og demokratiregime. For eksempel, var mesteparten av skogressursene i Filippinene på 80-tallet var under statlig eierskap, men driften var enten preget av ulovlig hogst, som gjerne innebar bestikkelser av dem ment å vokte skogen, eller at firmaer vennlig med president Marcos fikk spesielle avtaler (Boyce, 2002, s. 111-112). Resultatet ble følgelig massiv avskoging og store økologiske tap, og da tap av fremtidig inntekt.

Det er følgende en rekke grunner til at demokrati kan virke positivt når det gjelder økologisk bærekraftig naturressursforvaltning. For det første så krever godt forvaltning av naturressurser tilgang til god informasjon om økologiske karakteristikkene. Ettersom disse karakteristikkene kan variere fra sted til sted, og fra tid til tid, kreves det gjerne i større grad enn for andre sektorer lokalkunnskap for at de rette beslutningene kan bli fattet. Demokratisk representasjon kan dermed hjelpe til med å sørge for at kunnskap om lokale forhold, og hvordan ulike beslutninger vil påvirke disse forholdene, inkluderes i beslutningstakingsprosessene (Ribot, 2004, s. 12). Demokratiske organer, med de rette strukturene basert på representasjon og meningsfull autoritet, kan videre virke som institusjonaliserte former for folkelig deltakelse i forvaltningen og bruken av naturressurser (Ribot, 2004, s. 13). Dette har en enda kraftigere virkning når de demokratiske organene desentraliseres, ettersom lokale myndigheter bedre greier å speile lokale ønsker og bekymringer enn sentraliserte myndigheter (Ribot, 2004, s. 11). Det å gi meningsfulle rettigheter over ressurser til dem som bor i nærheten av ressursen er nemlig noe som styrker tilhørigheten til den, noe som gir insentiv å beskytte ressursen heller enn å la den bli utarmet (McKean, 1996, s. 228).

Som vi har sett i diskusjonen av privat og statlig eie så står insentiver sentralt. Uansett hvilke intensjoner man har så vil insentiver spille en rolle i hvilke valg man tar, hvor individer generelt i større grad vil velge å gjennomføre visse aktiviteter om kostnaden assosiert ved aktiviteten er lav eller synker (Anderson & Leal, 1991, s. 10). Som ved den profittmaksimerende skogeieren så vil hen velge å hugge ned skogen om den økonomiske

nytten ved å gjøre så overstiger kostnaden, så vil også en offentlig forvalter også gjøre kortsiktige valg om kostnaden assosiert ved disse valgene er lave. Altså, om en politiker ikke møter noen personlige konsekvenser ved å for eksempel tillatte åpninger av nye oljefelt eller å dumpe gruveavfall i naturreservat, så kan vi forvente at flere oljefelt åpnes og mer avfall dumpes (Anderson & Leal, 1991, s. 11). Dermed, om man har et fungerende demokrati hvor representantene kan stilles til ansvar overfor dem som skal bli representert, så vil den personlige kostnaden ved å gjøre kontroversielle handlinger øke. Altså, så vil eksistensen av et fungerende demokrati, hvor folket har innsyn i hvordan ressursene forvaltes og har enten direkte eller indirekte muligheter til å påvirke forvaltningen, kunne fremme mer langsiktig bruk av ressurser.

Derimot, om man skal klare å gjøre noe med den overhengende klimakrisa så er man nødt til å gjøre investeringer som innebærer kortsiktige kostnader, men som gir fremtidig nytte. Dette kan bety at demokratiske systemer må greie å stå imot motstand også. Einnegan (2022) argumenter for at ulike politiske system spiller en avgjørende rolle når det gjelder hvordan ulike land greier å gjøre dette. For skal en stat greie å pålegge samfunnet slike kortsiktige-kostnader så er staten blant annet avhengig av å kunne overleve motstand fra både velgere og økonomiske aktører som må betale for dette. Finnegan finner følgende at politiske systemer som baserer seg på proporsjonal representasjon lettere får det til ettersom makten er mer spredt, heller enn «majoritær» representasjon, som er mer ustabil (Finnegan, 2022, s. 1226).

Videre, er det slik at staten ikke kan ta avgjørelser som maksimerer sosial nytte om den ikke vet eller forstår hva folket etterspør, hva de ønsker å prioritere og hvordan de vil bli påvirket av ulike former for ressursbruk (Hepburn, 2017, s. 397). På denne måten vil altså demokrati sørge for at myndighetens tilbud av goder speiler borgernes etterspørsel (Anderson & Leal, 1991, s. 10), ettersom demokrati, og demokratiske elementer som sivile og politiske rettigheter som blant annet tillater debatt, kritikk og folkelig deltakelse, gjør det lettere å konseptualisere økonomiske ønsker, samt hvordan dekke disse ønskene (Banik, 2022). Derimot, hvis det skulle være slik at ingen har noe imot å puste forurenset luft eller ikke bryr seg om fremtidige generasjoner, så vil ikke eksistensen av demokrati ha noen effekt når det gjelder bærekraftig bruk av ressursene (Boyce, 2002, s. 125). Det kan være vel så mulig at folket for eksempel krever høyere forbruk og økonomisk utvikling, i stedet for å kreve mindre utslipp og mindre usikkerhet for fremtidige generasjoner (Roeland & de Soysa, 2021, s. 165). En undersøkelse fra 2020 fant derimot at hele 69% av respondenter fra 40 ulike land betraktet klimaendringene enten som et ekstremt stort eller et veldig stort problem (Andi 2022). Dette underbygges blant annet av V-Dem Institute (2021) blant annet viser til at demokratier, sammenlignet med autokratier gjør det bedre både når det gjelder å sette ambisiøse klimamålsetninger, men også når det kommer til å gjennomføre faktiske kutt (V-Dem Institute, 2021, s. 1). Roeland og de Soysa (2021) finner derimot at egalitært demokrati, altså demokratier basert på prinsipper om lik tilgang til politiske rettigheter og maktfordeling mellom fattig og rik, derimot reduserer økologisk bærekraft (Roeland & de Soysa, 2021, s. 164).

Det er også argumentert for at det er kan være flere problematiske aspekter ved valg og utbytting av offentlige forvaltere. For det første, så er det slik at velgere opplever langt høyere

kostnader assosiert ved å bytte tilbyder, altså politikere, en privat økonomisk aktør i sammenligning vil. For, om en velger opplever å ikke får det helst foretrukket fra myndighetene så har velgeren få muligheter til å bytte ut disse, annet enn å forsøke å påvirke samfunnet for å skape en majoritet rundt ens egne preferanser, eller flytte. I det private markedet derimot er det langt flere tilbydere, noe som gjør at det å bytte tilbyder innebærer langt lavere kostnader for individet (Anderson & Leal, 1991, s. 19-20). Det kan også argumenteres for at om en velger skal kunne ta gode avgjørelser, og dermed sørge for at det er de politikerne som best forvalter godene som kontrollerer de statlig eide naturressursene, så krever dette at velgeren er informert. Om velgeren bruker tid på å sette seg inn i de politiske sakene, -prosessene og -kandidatene så yter de dermed en tjeneste ovenfor resten av samfunnet. Men, skulle velgeren være uinformert og stemmer for noe som skader samfunnet, så spres følgende dette også over på andre (Anderson & Leal, 1991, s. 19). På det private markedet derimot, så vil en økonomisk aktør oppleve også oppleve kostnadene assosiert ved å holde seg oppdatert, men vil direkte oppleve både kostnadene og nyttene fra å dårlige eller gode valg (Anderson & Leal, 1991, s. 19).

Blant annet Lupia & Matsusaka (2004) og Bowler & Donovan (1998) har derimot argumentert for at velgere generelt greier å ta begrunnede valg ut ifra informasjonen tilgjengelige for dem, i tråd med deres interesser og verdier, på lik linje som for eksempel en informert politiker (Bowler & Donovan, 1998, s. 168, Lupia & Matsusaka, 2004, s. 468). Flere andre studier har dermed funnet det motsatte, hvor det blant annet er blitt vist hvordan lokale avstemninger over relativt ukompliserte spørsmål vedrørende lokale forhold resulterte i negative utfall. Dette betød gjerne økte kostnader for samfunnet avstemningen tok sted i, imot samfunnets interesser (Achen & Bartels, 2017, s. 81-86).

## 2.5 Hypoteser

De foregående kapitlene har vist at det er viss tvetydelighet angående eiendomsregimer og økologisk bærekraftig naturressursforvaltning, hvor det er en rekke motstridende teoretiske og empiriske forhold å ta hensyn til. Er det altså de private, individuelle insentivene som internaliserer kostnader og dermed fremmer rasjonell ivaretagelse av naturressurser, som blant annet argumenter for av Anderson og Leal (1991), Hardin, Carver (1924) og Grafton et al (2006), hvor statlig eierskap ikke produserer tilstrekkelige insentiver for langsiktig forvaltning, som beskrevet av Cole (2002) og Stroup og Goodman (1992)? Eller er det slik at privat eierskap leder til uforholdsmessig stor produksjon av eksternaliteter (Foster, 2002), ettersom privat eierskap behandler naturen som varer (Henderson, 2009) og forvaltes etter individuell nyttemaksimering (Gibson et al, 2004), hvor naturressurser dermed bedre forvaltes av staten ettersom dette vil tillate forvaltning etter flere hensyn utover det økonomiske, som poengtert av Hepburn (2017) og Cole (2002) og støttet av OECD (2020)? Eller, er det slik som Ojanen et al (2017) fant, at ulike eiendomsregimer vil kunne påvirke ulike ressurser ulikt, og at det dermed ikke er mulig å generalisere hvordan forskjellige eiendomsregimer påvirker naturressursforvaltningen generelt?

På bakgrunn av denne debatten er det vanskelig å si noe sikkert. Likevel, når man betrakter hvordan det står til med verdens klima- og økosystemer i dag, samt den kursen verden er i,

som beskrevet av bla. Steffen et al (2015), samtidig som vi vet at verdens dominerende eiendomsregime er basert på privat eiendomsrett, som beskrevet av Piketty (2020), er det nærliggende å tenke at økt privat eierskap øker naturressursutarming. Altså, de kapitalistiske vekstmekanismene, hvor det er rene økonomiske hensyn som rår, leder økonomien til å hente ut naturressurser i et raskere tempo. Motargumentet mot dette fra frimarkeds-miljøvernere vil derimot kunne være at dette ikke er tilfellet, ettersom det heller skyldes at verdens eiendomsrettigheter ikke er rett spesifisitet, blant annet grunnet statlig innblanding. Likevel, vil jeg presentere følgende hypotese:

***H1: Mer privat eierskap vil føre med seg mer utarming av naturressurser som andel av BNI***

Videre, vil vi betrakte det andre aspektet ved naturressursforvaltning som oppgaven ville se nærmere på, nemlig demokrati. Fra teorien og den tidligere forskningen kan man se at demokrati kan virke som en måte for å sikre at en stat opptre i tråd med innbyggernes ønsker, og dermed forvalter ressursene deretter (Banik, 2022), noe som er nødvendig om staten skal maksimere sosial nytte (Hepburn, 2017). Videre, vil demokrati gi valgte politikere et insentiv til å gjennomføre politikk som ikke skaper kontrovers ettersom politikeren vil kunne møte personlige, negative konsekvenser som følge (Anderson & Leal, 1991), i tillegg til at demokrati vil kunne tilføye myndighetene informasjon nødvendig for god ressursforvaltning (Ribot, 2004). Til slutt, så sprer demokrati makt, noe Boyce (2002) argumenterer for at vil kunne redusere enkeltaktørers mulighet til å flytte kostnader over på andre.

Roeland og de Soysa (2022) finner derimot at egalitære demokratier reduserer bærekraft. Videre, så problematiserer Achen og Bartels (2017) hvorvidt velgere faktisk greier å fatte beslutninger som fremmer egne interesser, noe Bowler & Donovan (1998) og Lupia & Matsuoka (2004) derimot påstår at de gjør, noe som kan sette spørsmålsteget til hvorvidt demokratiske løsninger er de som produserer de beste resultatene. Til slutt, så viser Cole (2002) og Stroup og Goodman (1992) til hvordan demokratisk valgte politikere har et insentiv til å tilfredsstille kortsiktige behov for å holde på makten sin, mens bærekraftig naturressursforvaltning krever langsiktig tenkning.

Likevel vil man, til tross for funnene til Roeland og de Soysa (2022), om man følger argumentene til Boyce (2002), kunne tenke seg at i et diktatur eller i et oligarkisk rikmannsvelde, altså motsetningen til demokrati, så vil makthaverne ha muligheten til å bruke de tilgjengelige ressursene med en gang og da flytte alle kostnader inn i fremtiden. Dette vil de følgende også ha et insentiv til å gjøre, ettersom makten de sitter på kan være kortsiktig, noe som følgende gir dem god grunn til å benytte seg av det de har, når de har det. På den andre siden, er det rimelig å anta at om makt er spredt slik at vanlige folk har reelle muligheter til å påvirke hvordan ressursene brukes, så vil de velge bærekraftige løsninger ettersom dette er noe de fleste har et ønske om å gjøre (Andi, 2022).

Jeg formulerer dermed H2 slik:

***H2: Mer demokrati vil føre med seg mindre utarming av naturressurser som andel av BNI***

### 3. Metode

#### 3.1 Om regresjonsanalyser

For å finne svar på hypotesene vil det benyttes regresjonsanalyser, hvor man undersøker om og til hvilken grad én eller flere uavhengige variabler er årsak til en avhengig variabel (Skog, 2017, s. 214). For vår del vil vi som nevnt undersøke hvordan ulik grad av privat- eller statlig økonomisk eierskap, samt demokrati, er en årsak til hvor avhengig en økonomi er av å utarme naturressurser som andel av BNI.

Det er derimot først som sist verdt å bemerke seg det ikke er mulig her å med fullstendig sikkerhet si at vi finner et kausalt forhold. Hume forklarer at det ikke er mulig å observere kausalitet i seg selv, hvor han dermed mente at samfunnsvitenskapen måtte foretrekke å oppdage og å undersøke regelmessigheter i verden (Moses & Knudsen, 2019, s. 69). Skal dette være mulig, så betyr det at man har fullstendig kontroll over alle forholdene som kan forklare den variabelene (Moses & Knudsen, 2019, s. 54). I vårt tilfelle er det nærliggende å tenke at ettersom vi ser på mange enheter over lang tid så det finnes flere variabler som vi ikke har med, eller som ikke er mulig å ha med, som kan forklare både de uavhengige og den avhengige variabelen. Likevel, vil vi med ved bruk av teori som forsøker å forklare sammenhenger og årsaksforhold som utgangspunkt når vi velger våre variabler, samt relevante kontrollvariabler og rett spesifisering av modellene, søke å bruke til å statistikk fortelle, og gjort rett, forklare, forholdene mellom variabelene (Moses & Knudsen, 2019, s. 81-83).

Den enkleste sammenhengen mellom to variabler med en årsakssammenheng er den lineære. Denne fremstilles slik.

$$Y = b_0 + b_1 * X$$

Her representerer  $b_0$  regresjonskonstanten og  $b_1$  regresjonskoeffisienten.

Regresjonskonstanten forteller verdien til Y når X er null, mens koeffisienten forteller hvor mye Y endrer seg for hver ytterligere enhet X. Følgende kan en tegne en rett linje som starter der X er null og strekker seg ut med stigning  $b_1$ .

Denne oppgaven vil bruke multiple regresjonsanalyser, altså en analyse som benytter seg av flere uavhengige variabler, X. Med flere X kan man kontrollere for andre variabler samt redusere residualene, noe gjør modellen mer realistisk (Ringdal, 2017, s. 402). Ved å kontrollere for andre forhold som også vil kunne forklare vår avhengige variabel kan vi gjøre oss mer sikker på forholdet mellom vår avhengige og vår uavhengige variabel. For vår grunnmodell (tabell 4), med 6 uavhengige variabler, kan regresjonsanalysen beskrives slik:

$$Y_i = b_0 + b_1X_{1i} + b_2X_{2i} + \dots + b_{6i}X_{6i} + e_i$$

Skal derimot regresjonen være egnet er det enkelte forutsetninger som må innfris. Først, så må sammenhengen mellom variabelene være lineær, og videre så må restleddvariasjonene, altså de uforklarte variasjonene som påvirker den avhengige variabelen, være 1) heteroskedastisk, 2) normalfordelt og 3) uavhengige av hverandre. Avslutningsvis. må den uavhengige variabelen og restleddet være ukorrelerte med hverandre.

For våre regresjonsanalyser kommer vi å benytte oss av **xtscc**. Dette er et program i STATA som produserer Droscholl-Kraay standardfeil, som er heteroskedastiske, for koeffisienter estimert ved «pooled OLS», altså multippel regresjonsanalyse brukt på paneldata, «fixed-effects» (FE) regresjoner (Hoechle, 2007, s. 6). Når man benytter seg av paneldata er ens observasjoner gitt av antall  $n$  enheter man betrakter, ganget med antall  $t$  tidsenheter man ser på, som gjør at man kan modellere på tvers av tid. FE betyr da at man undersøker variasjonen innenfor  $n$  enhetene (Mehmetoglu & Jakobsen, 2017, s. 232 og 236). Dette gjør at denne estimatoren hjelper en å utforske forholdet mellom den avhengige variabelen og de forklarende variablene innenfor en og samme enhet, som for eksempel et land (Mehmetoglu & Jakobsen, 2017, s. 242). Dette betyr derimot at man bare kan estimere effekter av variabler som endrer seg over tid, hvor da variabler som ikke endrer seg over tid utelukkes fra modellen.

Dette er ikke tilfellet om man benytter seg av RE, som er passende å bruke om man tror at det både vil være variasjoner innad enheter og mellom enheter som har en virkning på ens avhengige variabel (Mehmetoglu & Jakobsen, 2017, s. 251). Dette gjør det derimot vanskeligere å si nøyaktig hva en måler, ettersom man stiller flere spørsmål samtidig. For å finne ut hvilken av disse to det er mest passende å bruke for sin modell brukes Hausman-testen. Denne testen fungerer ved at den sjekker en regelmessig (FE) modell opp mot en mer effektiv (RE) modell for å avgjøre hvorvidt den mer effektive modellen også gir regelmessige resultater (Mehmetoglu & Jakobsen, 2017, s. 240-241). Nullhypotesen til testen er at modellen med RE er valid, hvor man da forkaster nullhypotesen om testen gir at det ikke finnes regelmessighet ved 5% signifikasjonsnivå (Hoechle, 2007, s. 23-34). Om signifikantnivået derimot er mindre enn 5% ( $p < 0.05$ ) foretrekker vi modellen med FE.

### 3.2 Om datasettet

I for å svare på problemstillingen bruker vi i denne oppgaven data fra Varieties of Democracy (V-Dem), versjon 11, og Verdensbanken.

#### 3.2.1 Verdensbanken

Fra Verdensbanken benytter vi oss av deres «World Development Indicators». Dette er indikatorer som hentes hovedsakelig av nasjonale statistikkbyråer, sentralbanker, tollvesener og internasjonale organisasjoner, som da samles av Verdensbanken (World Bank, 2022). Nøyaktig hvordan dataene samles inn og behandles varierer dermed fra land til land, og fra indikator til indikator. Datasettet regnes som å representere de mest oppdaterte og korrekte dataene på global utvikling, og inkluderer estimater på nasjonale, regionale og nasjonale nivå (Jiajun Xian, 2018, s. 156). Datasettet inkluderer over 1000 indikatorer på utvikling og dekker 217 forskjellige økonomier. Her kan vi merke oss bruken av «økonomier», som ofte kan brukes synonymt med «land», ikke referer til politisk uavhengige enheter, men heller alle territorier hvor myndighetene rapporterer økonomisk eller sosial statistikk (World Bank, u.å.). Dette er å se på som en av datasettets store styrker, men det er også en utfordring. Det er nemlig mange ulike faktorer som påvirker tilgjengeligheten til data, reliabilitet og muligheten for sammenligning. Særlig så er statistikkssystemene i fattigere land begrenset. Statistiske metoder, hva som dekkes av statistikken og hvordan, samt hvordan ting defineres osv., kan variere fra land til land, noe som kan gjøre sammenligning av land vanskelig (World Bank,



2022). Av disse grunnene legger Verdensbanken mye arbeid i å standardisere dataen så mye som mulig for å gjøre sammenligning mulig, hvor de for eksempel bruker en rekke ulike metoder for å aggregere data (World Bank, 2014, s. 110). Likefult så er ikke fullstendig og perfekt sammenligning alltid mulig, noe som gjør at selv data hentet fra kilder som ses på som veldig troverdige ikke kan ses på som kvantitative mål på forskjeller mellom land, men heller som indikatorer på trender og definerende karakteristikk ved ulike økonomier (World Bank, 2022).

En av datasettets viktige indikatorer som kommer til å benyttes i denne oppgaven er ulike lands BNI (bruttonasjonalinntekt). Disse regner Verdensbanken seg frem til gjennom det de kaller for «World Bank Atlas Method», heller enn ved bruk av vanlige valutakurser, ettersom Atlas-konvertering er ment for å redusere effekten av endringer i valutakursene, noe som gjør det enklere å sammenligne ulike lands nasjonalinntekter (World Bank, 2014, s. 111). Atlas-konvertering virker ved ta den tar for seg et lands valutakurs for et gitt år og valutakursene de to foregående årene, justert for landets inflasjonsrater, samt internasjonal inflasjon. På denne måten reduseres endringer på valutakursen skapt av inflasjon. Resultatet av konverteringen kan følgelig deles på populasjonen, som målt midt i året, for å vise BNI per capita.

### 3.2.2 V-Dem

V-Dem består av en rekke ulike variabler og mål, som dekker alt fra objektive og direkte observerbare variabler kodet av forskningsassistenter, til subjektive vurderinger gjort av en rekke eksperter (Pemstein et al, 2018, s. 1). Dette gjøres for at det er mange mål som ekspertene, som V-Dem refererer til som «raters», blir spurt om som er iboende latente og vanskelige, eller umulige, å observere. Det er på denne måten ofte ingen åpenbar måte å kvantifisere gitte fenomener, så ekspertene observerer dermed heller hvordan disse latente trekkene manifesterer seg (Pemstein et al, 2018, s. 2-3). Eksempelvis kan en måle hvorvidt et land har frie og åpne valg ved å undersøke hvorvidt valgfunksjonærer mottar bestillinger. Videre blir de ulike manifestasjonene, altså indikatorer på et større fenomen, ofte vektet hvor de latente verdiene for de forskjellige casene blir rangert fra lav verdi til høy, hvor man da antar at de gitte verdiene er «realizations of latent concepts that exist on a continuous scale» (Pemstein et al, 2018, s. 3). Videre settes de sammen til indekser.

Et eksempel på en av disse indeksene, som jeg kommer til å benytte i den empiriske analysen, er “Electoral Democracy” indeksen. Dette kjennes også som indeksen for «Polyarki» basert på Dahl sitt konsept, hvor indeksens bestanddeler består av Dahls institusjoner for polyarki. Indeksen er laget på følgende måte:

The Electoral Democracy Index (v2x\_polyarchy) is formed by taking the average of, on the one hand, the weighted average of the indices measuring freedom of association (thick) (v2x\_frassoc\_thick), clean elections (v2xel\_frefair), freedom of expression and alternative sources of information (v2x\_free\_altinf), elected officials (v2x\_elecoff), and suffrage (v2x\_suffr) and, on the other, the five-way multiplicative interaction between those indices.

Coppedge et al, 2021a, s. 5

Denne indeksen utgjør utgangspunktet for de andre indeksene for demokrati ettersom demokrati ikke kan eksistere uten valg, men valg alene er ikke nok til å utfylle idealet om et

folkestyre (Coppedge et al, 2021a, s. 6). De andre indeksene følger altså de samme prinsippene om demokrati som polyarki-indeksen, men inkluderer ikke de samme samlende komponentene. På denne måten fanger de opp kun det som er unikt for dem (Coppedge et al, 2021a, s. 6).

Målene til V-Dem er som regel på ordinalnivå, for eksempel på en skala fra 0 til 4. Det er følgende nødvendig å bestemme hvordan de latente scorene passer inn i ordinale skalaer. Ettersom forskjellige eksperter kan ha forskjellige tanker om hva de ulike verdiene på skalaen innebærer, eller at de baserer sine avgjørelser på forskjellige informasjonskilder, så kan reliabiliteten deres variere. For å forsøke å løse dette problemet, som kalles for «differential item functioning», gjøres det en rekke tiltak. For det første kodes verdiene av flere eksperter, typisk fem, for hvert land-år (som er formatet V-Dem bruker) (Pemstein et al, 2018, s. 1). Videre tas det hensyn til 1) ekspertenes reliabilitet og 2) ekspertenes ulike terskler for å plassere deres oppfattelser i de ordinale skalaene (Pemstein et al, 2018, s. 4-5). Det tas også hensyn til ekspertenes egen usikkerhet, ettersom det gjerne er slik at ulike eksperter kan være mer usikre på ulike historiske perioder enn andre, hvor koderne får muligheten til å ikke kode for år og land de ikke er sikre på (Coppedge et al, 2016, s. 582). I tillegg oppgir koderne en score på hvor sikre de er på sine egne svar, hvor de da er sjeldent at usikre svar i det hele tatt blir sendt inn. Til slutt, så er V-Dem-data basert på det som kalles for «Bayesian ordinal item response theory» (IRT), som er måle-modeller designet for å «calculate the point estimates for each country-year, taking coder characteristics, biases, and cross-coder inter-reliability into account» (Coppedge et al, 2016, s. 582). Ulike måle-modeller brukes for ulike typer variabler, men kjernen i modellene er at «they use patterns of cross-rater (dis)agreement to estimate variations in reliability and systematic bias» (Coppedge et al, 2021a, s. 21). Dette gjøres for å bedre tillate analyse av tverrsnitt, noe som også er hjulpet ved at det er flere eksperter som koder for forskjellige land for samme år, og at andre koder for flere land over hele tidsperioden som dekkes.

Datagrunnlaget til V-Dem består av totalt over 400 detaljerte spørsmål med veldefinerte kategorier å svare innenfor, som til sammen produserer nesten 200 indikatorer samlet av de utvalgte ekspertene (Coppedge et al, 2016, s. 581). De utvalgte ekspertene er gjerne akademikere fra landet de svarer på spørsmålene om, og velges ut ifra deres ekspertise innenfor det feltet de blir valgt ut til å kode for. Ettersom det typisk er fem stykker som koder for hvert land, og det kodes verdier for hvert land for hvert år helt tilbake til 1900, inkluderer datasettet svar fra mer enn 2600 eksperter fra over hele verden (Coppedge et al, 2016, s. 581), og da over 16500 land-år observasjoner (Coppedge et al, 2016, s. 582). I vår analyse ser vi på data fra 1970 og frem til 2019.

### 3.3 Om variablene

#### 3.3.1 De avhengige variablene fra Verdensbanken

Fra Verdensbanken bruker vi en rekke indikatorer. Den som kanskje er viktigst for denne oppgaven, og som fungerer som vår avhengige variabel i de fleste modellene og da utgjør vårt mål på økologisk bærekraft, er indikatoren for utarming av naturressurser. Denne indikatoren er sammensatt av tre andre indikatorer, nemlig indikatorene for utarming av (1) skogs-, (2) energi- og (3) mineralressurser, som vi skal gå gjennom hver for seg snart. Vår avhengige

variabel er altså indikatoren for *utarming av naturressurser som prosentandel av BNI* (variabelnavn: *adsnrd*), og er dermed altså summen av de tre ulike indikatorene på naturressursutarming. For å samle disse tre indikatorene på utarming inn i en samlet indikator benytter Verdensbanken seg av vektet gjennomsnitt som metode for aggregering. Dette innebærer følgende:

Aggregates of ratios are denoted as weighted averages when the aggregate ratios are calculated as weighted averages of the ratios using the value of the denominator or, in some cases, another indicator as a weight.

World Bank, 2022

Nøyaktig hvordan Verdensbanken vektet aggregeringen oppgis derimot ikke.

Alle målene på utarming er en del av Verdensbankens mål på det de kaller for «adjusted net savings», eller bare «ANS», som er deres mål på total nasjonal velstand. Velstand defineres som «national net saving adjusted for the value of resource depletion and environmental degradation and credited for education expenditures» (World Bank, 2011, s. 18-19). ANS måler endringen i et lands nasjonalvelstand, noe som bestemmes av endringer i sparing og investering. Dette betyr at om et lands ANS er negativt så innebærer dette at landets kapitalbeholdning tømmes, og motsatt om det er positivt, hvor da utarming av naturressurser fungerer som et minus i dette regnskapet. Å unngå utarming av naturressurser er etter dette synet ikke først og fremst et hensyn til miljø og klima i økologisk forstand, men heller et økonomisk hensyn hvor naturressurser inngår som innsatsfaktorer. Likefult, så har utarming av naturressursene åpenbare miljø- og klimamessige konsekvenser, så vel som økonomiske. For som vi har diskutert så er det ikke slik at de brukte ressursene bare forsvinner, deres produksjon, bruk og til slutt uttømming har økologiske konsekvenser. Hvor avhengig en økonomi er avhengig av å tømme seg for naturressurser vil dermed fungere som vårt mål på økologisk bærekraft.

De tre ressurstypene og indikatorene på utarming som Verdensbanken tar for seg, og som allerede nevnt utgjør vår avhengige variabel, defineres følgende:

- (1) Utarming av skogsressurser (variabelnavn: *adsnfd*) defineres som: “Product of unit resource rents and the excess of roundwood harvest over natural growth” (World Bank, 2011, s. 154).

Dette regnes ut følgende (World Bank, 2011, s. 154):

$$NFD = (\text{roundwood production} - \text{increment}) * \text{average price} * \text{rental rate}$$

Her er dataen for produksjon av rundved (roundwood production) hentet fra FAOSTAT Forestry Database, data på tilveksten (increment) kommer fra Verdensbanken, FAO, UNECE, WRI og nasjonale statistikkbyråer, mens dataen på pris og renter stammer fra «various sources» (World Bank, 2011, s. 154). Hvor mye rundved som produseres er ganske lett å ha oversikt på, men å regne ut de monetære verdiene assosiert ved skogdrift er vanskeligere. Rent teoretisk kan man si at verdien til eksisterende tær er lik den fremtidige stumpisen man får for tærne når de er modne for hogst og følgende klar for salg som tømmer, men i realiteten er ikke tilgangen til informasjon om priser alltid like lett. Verdensbanken regner derfor

skogsverdier, og da mer spesifikt skog som regnes som økonomisk tilgjengelig, altså nærme eksisterende infrastruktur, som et produkt av «a composite weighted price and a rental rate». Dette definerer de som:

The composite weighted price of standing timber is estimated as the average of three different prices, weighted by production: (a) the export unit value of coniferous industrial roundwood, (b) the export unit value of nonconiferous industrial roundwood, and (c) an estimated world average price of fuelwood. Where country-level prices are not available, the regional weighted average is used. Forestry production cost data are not available for all countries. Consequently, regional rental rates ( $[\text{price} - \text{cost}] / \text{price}$ ) were estimated using available studies and consultations with World Bank forestry experts. ... Rents were capitalized assuming a growth rate of zero and using a 4 percent discount rate to arrive at a stock of timber resources.

World Bank, 2011, s. 147

Utarming av skogsressurser regnes altså ut ifra hvor mye som hentes ut i forhold til den naturlige tilveksten. Et land hvor skogenes tilvekst er større enn det som hentes ut vil altså ikke oppleve utarming, uansett hvor store absolutte mengder som hentes ut. Tidshorisonten Verdensbanken bruker for å bedømme dette er satt på 25 år, hvor da bærekraftig bruk av skogsressurser er når henting av rundved, altså høsting av økonomiske verdier bundet i skog, ikke overgår skogens tilvekst over 25-årsperioder (World Bank, 2011, s. 147). Er uthenting større en tilveksten kan man følgelig regne ut hvor mange år det vil ta før ressursene er brukt opp ved å beregne den totale skogmassen delt på differansen mellom høsting og tilvekst.

(2) Utarming av energiressurser (variabelnavn: *adsed*) defineres følgende:

Ratio of present value (PV) of rents, discounted at 4%, to exhaustion time of the resource. Rent is calculated as the product of unit resource rents and the physical quantities of energy resources extracted. It covers coal, crude oil, and natural gas.

World Bank, 2011, s. 153

Utarming av energiressursene måles altså som forholdet mellom beregnede verdiene og den forventede tiden det vil ta for reservene er tømt. Dette regnes ut slik (World Bank, 2011, s. 153):

$$ED = PV(\text{rent}, 4\% \text{ discount rate}, \text{exhaustion time}) / \text{exhaustion time}$$

Hvor:

$$\text{Rent} = \text{production volume} * \text{unit resource rent}$$

$$\text{unit rent} = [\text{unit price} - \text{unit cost}] / \text{unit price}$$

$$\text{exhaustion time} = \min(25 \text{ years}, \text{reserves} / \text{production})$$

Dette betyr altså at utarming for Verdensbanken er en funksjon av naturressursenes økonomiske verdi og tempoet ressursene hentes ut på.

Datagrunlaget for denne indikatoren er samlet fra flere kilder. For data om tilgjengelige energikilder benyttes OECD, British Petroleum, IEA, International Petroleum Encyclopedia, UN, World Bank og nasjonale statistikkinnstillinger. For priser brukes OECD, British

Petroleum og nasjonale statistikkinnstillinger. Til slutt, for kostnader brukes IEA, World Bank og nasjonale statistikkinnstillinger (World Bank, 2011, s. 153).

Å beregne energireserver, samt andre ikke-bærekraftige ressurser, og deres verdi er assosiert ved visse utfordringer. For det første er det relativt nylig at det har blitt vanlig å innlemme naturressurser i nasjonale regnskapssystemer, slik at slike berginger har i stor grad frem til nå blitt gjort av organisasjoner som Verdensbanken selv. Videre, så finnes det ingen markeder for kjøp og salg av underjordiske, og med det utilgjengelige, naturressurser, som da kan fortelle noe om markedsverdier. Til slutt så defineres naturressurser, og dermed beholdningen av disse, i en økonomisk forstand, nemlig som: «That part of the reserve base which could be economically extracted or produced at the time of determination» (World Bank, 2011, s. 145). Mengden naturressurser, samt hva som er å regne som ressurser i det heletatt, er dermed et produkt av økonomiske forhold, som teknologi og priser.

For å sette dollarverdier på reservene av energiresurser (altså reserver av kull, olje og gass, ettersom dette er de mest benyttede kildene til energi i dag) for alle de landene som produserer disse, så ser Verdensbanken på de nåværende, diskonterte fortjenestene strukket over reservenes forventede levetid (World Bank, 2011, s. 145). Diskonteringsrenten uttrykker hvor mye en konsument må kompenseres med for å vente med sitt konsum fra en periode til en annen, og forteller oss dermed nåverdien til fremtidige kontantstrømmer. Verdensbanken har satt denne til 4% for sine beregninger.

Verdiene på mineralressurser regnes ut på samme måte som energiresursene.

(3) Utarming av mineralressurser (variabelnavn: *adsm*) defineres nemlig som:

Ratio of present value of rents, discounted at 4%, to exhaustion time of the resource. Rent is calculated as the product of unit resource rents and the physical quantities of mineral extracted. It covers tin, gold, lead, zinc, iron, copper, nickel, silver, bauxite, and phosphate.  
World Bank, 2011, s. 153

Dette regnes altså ut på samme måte som for energiresursene, altså verdi målt opp mot reservenes levetid, hvor eneste forskjell er at man betrakter mineralressurser.

### 3.3.2 Kontrollvariablene fra Verdensbanken

I tillegg til våre indikatorer på naturressursutarming har vi en rekke kontrollvariabler, også hentet fra Verdensbanken.

Vi kommer her altså til å kontrollere for:

1. Inntekt
2. Befolkningstetthet
3. Handel
4. Total avkastning fra naturressurser

1. Inntekt (*GDP (constant 2015 US\$)*), variabelnavn: *gdppc*

Kontrollvariabelen for inntekt måles som et lands bruttonasjonalprodukt, altså all verdiskapningen som produseres over en gitt periode (som regel et år), delt på landets befolkning ved periodens (årets) midtpunkt. Dette utgjør bruttoverdien av et lands totale økonomiske produksjon, altså verdien skapt av alle individer, organisasjoner eller myndigheter, hvor da bruttoproduktene til alle produksjonsforetak summeres. Dette kan måles på flere måter. Vi benytter oss av BNP per capita målt i faste 2015 dollar. Dette innebærer at lokale valutaer konverteres til dollar etter den offisielle 2015 kursen. Fordelen med å benytte seg av konstante priser er at dette kontrollerer for inflasjon, noe som gjør det lettere å observere «ekte» endringer i økonomien (Ganti, 2022).

2. Befolkningstetthet (*Population density (people per sq. km of land area)*), variabelnavn: *popdens*

Befolkningstetthet måles som mennesker per kvadratkilometer med landområde. Dette målet tar for seg befolkningstallet ved årets midtpunkt, og deler dette på landområdes totale overflate målt i kvadratkilometer. Befolkningstallet baserer seg en forståelse av «befolkning» som alle innbyggere i et land uansett lovlig status eller borgerskap, med unntak av flykninger som enda ikke har bevilget asyl og da enda regnes som å bo i sitt hjemland. Landområde regnes som totalt overflateareal, hvor man ikke inkluderer innsjøer, nasjonale krav til kontinentalsokler eller eksklusive økonomiske soner.

3. Handel (*Trade (% of GDP)*), variabelnavn: *trdgdpc*

Denne indikatoren for handel måles som summen av all eksport og import av varer og tjenester, målt som andel av BNP.

4. Total avkastning fra naturressurser (*Total natural resources rents (% of GDP)*), variabelnavn: *totnat*

Til slutt kontrollerer vi for hvor avhengig land er inntekt fra naturressurser. Dette måles som de totale avkastningene fra olje, naturgass, kull, mineraler og skogsdrift, altså de samme tingene som inngår i vår avhengige variabel. Denne variabelen regnes ut ved å se på differansen mellom prisen på varer produsert og den gjennomsnittlige kostnaden assosiert ved å produsere den. Dette gjøres ved å estimere prisen til et utvalg av spesifikke enheter med varer for så å subtrahere estimer av gjennomsnittlige kostnader fra utvinning eller høstning. Avkastningen per enhet man står igjen med ganges så med det totale produserte antallet for å finne ut hvor stor andel av total nasjonal produksjon dette utgjør.

### 3.3.4 Variablene fra V-Dem

Fra V-Dem benytter vi oss av indikatorer om demokrati på makronivå, samt en indikator på forholdet mellom privat og statlig økonomisk eierskap, igjen på makronivå. Disse variablene gir land-år data der hvor hvert land for hvert år er gitt en score i hensyn til V-Dems målemodell. Modellen aggregerer scorer gitt av flere eksperter, tar hensyn tilmålefeil og produserer en sannsynlighetsfordeling over land-år scorer på en standardisert intervallskala (Coppedge, 2021b s. 31).

Dette er tilfellet for vår variabel for økonomisk eierskap, som da er variabelen for eiendomsregime og da vår uavhengige variabel, som heter «State ownership of economy» (kodenavn «v2clstown») (Coppedge, 2021b s. 184). Dette er en variabel basert på spørsmålet: «Does the state own or directly control important sectors of the economy?». Variabelen går fra 0 til 4, hvor 0 er definert ved «Virtually all valuable capital belongs to the state or is directly controlled by the state. Private property may be officially prohibited» og 4 er «Very little valuable capital belongs to the state or is directly controlled by the state». Variabelen måler med dette hvor mye av økonomien, altså graden av kontroll når det gjelder «capital (including land) in the industrial, agricultural, and service sectors», som er i privat eie versus statlig eie (Coppedge, 2021b s. 184). Denne variabelen er i datasettet vårt omkodet, i tråd med måle-modellen, hvor scorene er fordelt et sted fra -5 til 5, hvor 0 representerer det tilnærmede gjennomsnittet. Her er det viktig å merke seg at dette ikke gjelder hvor mye output, altså hvor mye staten eller det private produserer, og dermed tjener inn, men reint eierskap i.

Indikatorene på demokrati som vi benytter oss av i denne oppgaven kommer i fire forskjellige indekser, som da måler fire forskjellige aspekter og komponenter ved demokrati. Den første, «electoral democracy index», med variabelnavn «v2x\_polyarchy», har vi allerede snakket litt om. Denne variabelen er basert på spørsmålet «to what extent is the ideal of electoral democracy in its fullest sense achieved?» og går fra 0 til 1 (Coppedge, 2021b s. 42). Som nevnt tidligere inneholder denne indeksen en rekke andre indikatorer som da utgjør indeksens bestanddeler, som da samlet forsøker å favne om et av demokratiets kjerneverdier; nemlig hvorvidt beslutningstakerne er underlagt dem som beslutningene blir tatt på vegne av. Indeksen består følgende av indikasjoner på dette, i tråd med Dahls konsept om polyarki. Indeksen kodes følgende (Coppedge, 2021b s. 42):

$$\begin{aligned}
 v2x\_polyarchy &= .5 * MPI + .5 * API \\
 &= .5 * (v2x\_elecoff * v2xel\_frefair * v2x\_frassoc\_thick * \\
 &\quad v2x\_suffr * v2x\_freexp\_altinf) \\
 &+ .5 * ((1/8) * v2x\_elecoff + (1/4) * v2xel\_frefair \\
 &\quad + (1/4) * v2x\_frassoc\_thick + (1/8) * v2x\_suffr \\
 &\quad + (1/4) * v2x\_freexp\_altinf)
 \end{aligned}$$

Som allerede nevnt utgjør denne indeksen grunnlaget for de andre demokrati-indeksene. De tre andre vi vil benytte oss av er:

1. Egalitarian democracy index (med «v2x\_egalDEM» som variabelnavn)
2. Liberal democracy index (med «v2x\_libDEM» som variabelnavn)
3. Participatory democracy index (med «2x\_partipDEM» som variabelnavn)

(1) Indeksen for egalitært demokrati er basert på spørsmålet «To what extent is the ideal of egalitarian democracy achieved?», og er som indeksen for polyarki, så vel som de andre to indeksene også, på en intervallskala fra 0 til 1. Denne variabelen består av to komponenter: polyarkiindeksen og indeksen «v2x\_egal», og kodes følgende (Coppedge, 2021b s. 45):

Magnus J. Jentoft

$v2x\_egaldem =$

$$.25 * v2x\_polyarchy^{1.585} + .25 * v2x\_egal + .5 * v2x\_polyarchy^{1.585} * v2x\_egal$$

Tanken bak denne indeksen er at ulikhet, både materielt og immaterielt, kan virke begrensende på enkeltes muligheter til å utøve deres formelle demokratiske rettigheter, og dermed begrense deltakelse i det demokratiske systemet. Egalitært demokrati er oppnådd dermed når 1) personlige rettigheter for alle over alle samfunnsgrupper er sikret, 2) ressurser er jevnt fordelt over alle samfunnsgrupper og 3) tilgangen til makt er fordelt mellom sosioøkonomiske klasser og grupper, samt kjønn (Coppedge, 2021b s. 55). Dette reflekteres gjennom  $v2x\_egal$ , som består av variablene  $v2xeg\_eqprotec$  (lik beskyttelse av rettigheter),  $v2xeg\_eqaccess$  (lik tilgang til ressurser) og  $v2xeg\_eqdr$  (lik fordeling av makt).

(2) Indeksen for liberaldemokrati bygger på spørsmålet «To what extent is the ideal of liberal democracy achieved?», og kodes slik (Coppedge, 2021b s. 44):

$v2x\_libdem =$

$$.25 * v2x\_polyarchy^{1.585} + .25 * v2x\_liberal + .5 * v2x\_polyarchy^{1.585} * v2x\_liberal$$

Denne indeksen legger vekt på viktigheten av å beskytte personlige friheter, samt minoritetsrettigheter, mot overtramp fra staten eller majoriteten. Her måles demokrati derfor opp mot begrensinger lagt opp mot myndighetene og deres muligheter til å utøve politisk makt. Liberaldemokrati oppnådd gjennom grunnlovfestede individuelle rettigheter, lov og orden, selvstendige domstoler og effektiv maktfordeling, som samlet begrenser makten til den utøvende makt (Coppedge, 2021b s. 49). Dette fanges opp av indeksen  $v2x\_liberal$ , som igjen består av gjennomsnittsberegningen av komponentene  $v2xcl\_rol$  (likhet for loven),  $v2x\_jucon$  (lovtolkende begrensinger pålagt den utøvende makt) og  $v2xlg\_legcon$  (lovgivende begrensinger pålagt den utøvende makt).

(3) Til slutt, så har vi indeksen for deltakerdemokrati. Spørsmålet som stilles koderne her er «to what extent is the ideal of participatory democracy achieved?», og kodes følgende (Coppedge, 2021b s. 44):

$v2x\_partidem =$

$$.25 * v2x\_polyarchy^{1.585} + .25 * v2x\_partip + .5 * v2x\_polyarchy^{1.585} * v2x\_partip$$

Indeksen her baserer seg på prinsippet om folkelig deltakelse i alle politiske prosesser. Dette gjelder alle prosesser, også utenfor formelle valgprosesser. Dette bunner ut fra en skepsis mot representativt demokrati, hvor folket delegerer bort makten sin til noen som skal representere dem og deres interesser, hvor man heller da foretrekker direkte folkelig representasjon og involvering når det er mulig. Denne formen for demokrati tar dermed ting som stemmerett for gitt, og velger heller å fokusere på direkte demokrati, sivilsamfunnets involvering og lokal råderett. Det er dette oms utgjør indeksen  $v2x\_partip$ , som består av  $v2x\_cspart$  (sivilsamfunnets delaktighet),  $v2xdd\_dd$  (direkte stemmegivning),  $v2xel\_locelec$  og  $v2xel\_regelec$  (henholdsvis valgte lokale- og regionale myndigheters makt).



### 3.4 Koding av variablene

For bruk i vår analyse er vi nødt til å behandle variablene våre noe.

For det første er det slik at flere av våre variabler er preget av veldig skjeve fordelinger, noe som kan være problematisk når man skal gjennomføre regresjonsanalyser (Mehmetoglu & Jakobsen, 2017). Dette ser vi ved å skue variablenes fordeling ved hjelp av histogrammer. For å gi oss en bedre fordeling velger vi derfor å log-transformere variablene våre. Dette innebærer at vi koder om verdiene ikke-lineært, hvor man gjør multiplikasjon om til addisjon, etter den logaritmiske skalaen (Skog, 2017, s.241). Logistisk omkodning betyr videre at man går fra å betrakte absolutte endringer til å betrakte relative, prosentvise endringer. I vårt tilfelle trenger vi å omkode vår avhengige variabel, ettersom det er stor forskjell mellom land på hvor avhengige de er av utarming av naturressurser som andel av BNI, men ikke var uavhengige variabel for statlig eierskap. Dette skaper dermed en semi-logaritmisk modell (Skog, 2017, s. 248). I en slik modell vil regresjonsparameterne fortelle hvor stor relativ endring man får på den avhengige variabelen ved en enhets endring i den uavhengige, noe som måles som prosentvis endring.

I våre modeller transformerer vi dermed variablene slik:

Originalt navn	Omkoding (i STATA)	Nytt navn
<i>adsed</i>	by id : gen lged=ln(0.00001+adsed) if adsed !=	<i>lged</i>
<i>adsmd</i>	by id : gen lgmd=ln(0.00001+adsmd) if adsmd !=.	<i>lgmd</i>
<i>adsnfd</i>	by id : gen lgnfd=ln(0.00001+adsnfd) if adsnfd !=.	<i>lgnfd</i>
<i>adsnrd</i>	by id : gen lgnrd=ln(0.00001+adsnrd) if adsnrd !=.	<i>lgnrd</i>
<i>gdppc</i>	by id : gen lgdppc=ln(gdppc)	<i>lgdppc</i>
<i>popdens</i>	by id : gen lpopd=ln(popdens)	<i>lpopd</i>
<i>trdgdgdp</i>	by id : gen ltrdgdgdp=ln(trdgdgdp)	<i>ltrdgdgdp</i>
<i>totnat</i>	by id : gen ltotn=ln(1+totnat) if totnat !=.	<i>ltotn</i>

Tabell 3

\*Her legger vi til mindre verdier for *adsed*, *adsmd*, *adsnfd*, *adsnrd* og *totnat* i deres omkodinger, ettersom logaritmen til null eller negative verdier er udefinert. Alle disse variablene har i utgangspunktet nullverdier, noe vi da gjør noe med.

## 4. Data

### 4.1 Deskriptiv statistikk

Før vi begynner regresjonsanalysene tar vi ytterligere titt på variablene (før omkoding).

#### Descriptive Statistics

Variables	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max	p1	p99	Skew.
year	16477	1989.96	17.62	1960	2020	1960	2020	0
adsed	10013	2.63	6.07	0	71.28	0	30.43	4.41
adsmd	10614	.36	1.24	0	30.45	0	6.23	8.18
adsnrd	9324	3.67	6.46	0	71.29	0	31.79	3.74
adsnfd	9771	.57	2.15	0	40.77	0	10.38	7.93
gdppc	12174	10626.47	17292.12	144.2	181709.34	271.99	86119.15	3.27
popdens	15656	278.94	1438.64	.1	21388.6	1.37	6291.9	.22
trdgd	10775	71.19	50.49	.02	863.2	11.36	293.78	3.12
totnat	11162	6.85	10.23	0	87.51	0	49.71	2.66
v2xpolyarchy	9919	.42	.29	.01	.92	.01	.91	.36
v2xlibdem	9834	.33	.27	.01	.89	.01	.87	.65
v2xpartidem	9877	.26	.21	.01	.8	.01	.72	.67
v2xegaldem	9919	.33	.25	.01	.88	.03	.85	.79
v2clstown	10192	.07	1.33	-4.2	2.69	-3.84	2.52	-.82

Tabell 4.

*Year* viser hvilke år som dekkes av datasettet. Vi kommer bare til å benytte oss av år hvor data fra Verdensbanken og V-Dem overlapper, og hvor det er tilgjengelig data for alle land, slik at årene vi i realiteten kommer til å benytte oss av er fra 1970 til og med 2019.

*Adsed*, *adsmd*, *adsnfd* og *adsnrd*, henholdsvis indikatorene på utarming av energi-, mineral- og skogs-ressurser, og til slutt den summerte indikatoren, viser oss blant annet at det er vide spenn mellom land når det gjelder hvor avhengig økonomier er av naturressursutarming. Når det gjelder for eksempel energi, så ser man at det er land som ikke er avhengig av energiutarming i det heletatt, mens det for minst er land er slik at energiutarming utgjør hele 71,28% av økonomien. Dette er å forvente da fordelingen av fossile energikilder ikke er jevnt spredt utover kloden, hvor da noen økonomier vil ha naturlige fordeler ovenfor andre når det gjelder opphenting av energiressurser. Man ser så at den gjennomsnittlige verdien til *adsnrd* er på 3,67, som forteller oss at i snitt så utgjør målet for naturressursutarming som andel av BNI en relativt liten andel. Generelt for disse fire er det lett å se at utvalget er nokså skjevfordelt, ettersom man kan se at gjennomsnittene er lave, ikke langt fra null, og maksverdiene er høye.

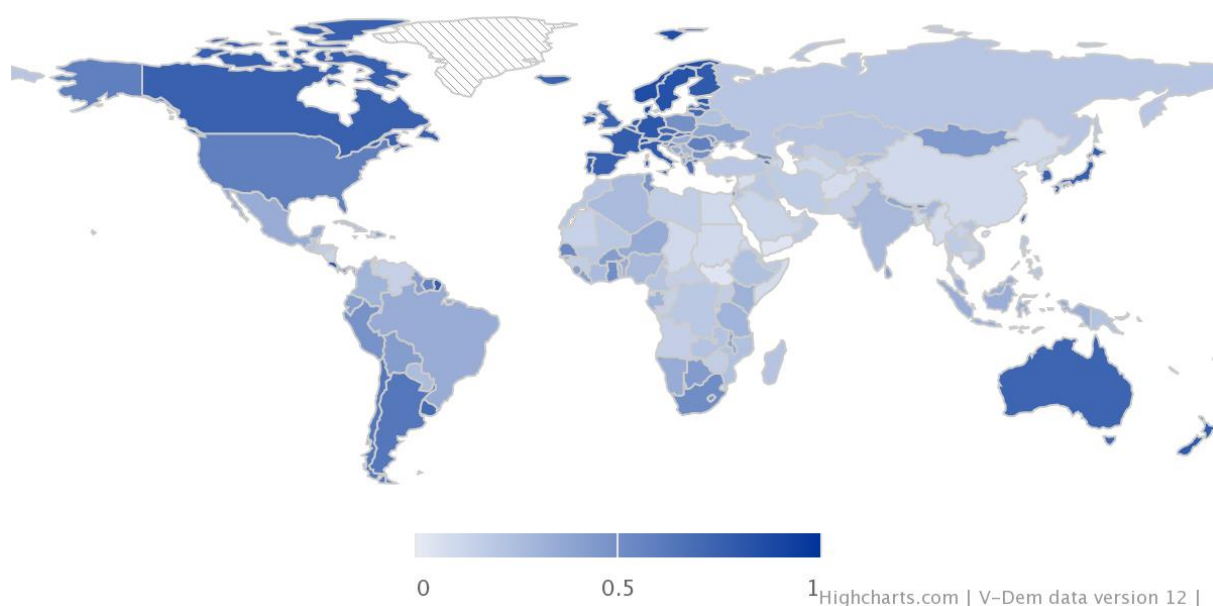
Kontrollvariablene *gdppc*, *popdens*, *trdgd* og *totnat* forteller oss lignende historier. For slik som for indikatorene for naturressursutarming, så kan man også her se at fordelingen til disse variablene er ganske skjeve. For eksempel så er det stor avstand mellom gjennomsnittlig total avkastning fra naturressurser som andel av BNP, *totnat*, som ligger på 6.85%, og landet som er mest avhengig.

*v2xpolyarchy*, *v2xlibdem*, *v2xpartidem* og *v2xegaldem* viser oss at gjennomsnittet i verden mellom årene det er data for ligger under 0.5, altså at verden er mer ikke-demokratisk enn demokratisk. Videre, så kan vi se at *v2xlibdem*, *v2xpartidem* og *v2xegaldem* alle har en

lavere gjennomsnittsverdi enn  $v2xpolyarchy$ , som utgjør utgangspunktet for variablene, noe som forteller oss at disse formene for demokrati er mindre utbredte. Den minst utbredte formen for demokrati er  $v2xpartidem$ , med et gjennomsnitt på 0,26.

For å sette dette i kontekst kan det være nyttig å se hvordan demokrati faktisk er fordelt rundt i verden. Som man kan se på kartet under, som dekker hvordan verdens land scorer når det gjelder en av de fire demokratiene, egalitært demokrati, i 2021, så kan man se at demokrati er skjævt fordelt utover verden. Jo mørkere farger, jo mer egalitært demokrati.

### Egalitarian Democracy Index (2021)



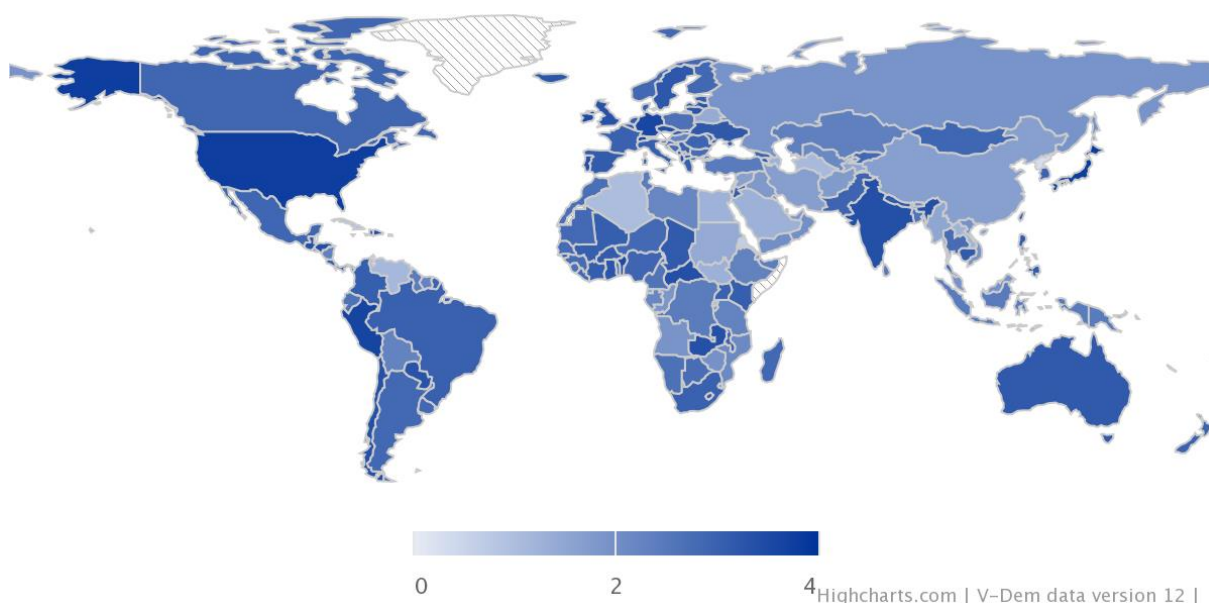
Figur 3 Egalitært demokrati i 2021

Her kan man se at de landene som scorer høyest befinner seg i Europa, først og fremst Vest- og Sentral-Europa, Nord-Amerika, Oceania, Japan, Sør-Korea og sørspissen av Sør-Amerika.

$v2clstown$ , er som vi husker kodet om i tråd med V-Dems måle-modell for å bedre tillate analyser. Indikatoren går dermed ikke mellom 0 og 4 slik den opptrer i kodeboken og i scorene gitt av V-Dems kodere, men heller fra -5 til 5, hvor verdensgjennomsnittet skal være tilnærmet 0. Det vi i tabellen ovenfor kan se at gjennomsnittet er 0,07, med en minimumsverdi på -4,2 og maksverdi på 2,69, men det er vanskelig å tolke disse tallene noe mer utover dette.

For å lettere se hvilke land som har hvilke grader av privat eierskap kan vi se på et nytt kart:

## State ownership of economy (2021)



Figur 4 Økonomisk eierskap i verden 2021. Man kan merke seg at skalaen her går fra 0 til 4, slik det oppgis i spørreskjemaet, og ikke slik verdiene er kodet i denne analysen.

Her, til tross for navnet på kartet, kan vi se hvor stor andel av økonomien som er underlagt privat eie versus statlig eie. Jo mørkere farge, jo mer privat eie og mindre statlig eie. Her kan vi se at fordelingen er mye mer ujevn enn for demokrati, som på sin side var preget av klynger av land som var relativt like hverandre. Av landene som skiller seg ut så finner vi USA, India, Australia, Zambia, Tyskland, Peru, Japan og Benin, om alle sammen har en svært stor andel privat eie. På den andre siden finner vi Cuba, Turkmenistan, Kina, Russland, Algerie, Belarus og Venezuela, som har vært liten andel privat eie.

#### 4.2 Regresjonsanalyse

Generelt for alle modellene er dem alle lagget med 1 tidsenhet. Hver modell er også testet for tids-fiksede effekter, noe man gjør om man tror det kan finnes uobserverte effekter som kan variere over tid men ikke enheter som har en virkning på den avhengige variabelen (Mehmetoglu & Jakobsen, 2017, s. 249). Dette gjør vi ved å lage en dummy for tid (*i.year*), men denne er skjult fra tabellene for å spare plass.

Det første vi gjør er å bygge en grunnmodell. Denne modellen benytter seg av den log-transformerte indikatoren på samlet naturressursutarming, *lgnrd*, som avhengig variabel. *v2clstown* er som kjent vår uavhengige variabel, hvor resten er kontrollvariabler.

Regression with Driscoll-Kraay standard errors Number of obs = 5935  
 Method: Fixed-effects regression Number of groups = 164  
 maximum lag: 1 Prob > F = 0.0000  
 within R-squared = 0.2747

lgnrd	Drisc/Kraay					
	Coefficient	std. err.	t	P>t	[95%	conf. Interval]
v2clstown	0.259	0.063	4.110	0.000	0.132	0.386
v2x_polyarchy	-0.299	0.179	-1.670	0.101	-0.659	0.061
lgdppc	0.042	0.093	0.450	0.651	-0.145	0.229
lpopd	2.496	0.190	13.160	0.000	2.115	2.877
ltrdgdpc	-0.180	0.128	-1.400	0.167	-0.437	0.078
ltotn	1.870	0.092	20.410	0.000	1.686	2.055
_cons	-12.743	1.229	-10.370	0.000	-15.213	-10.273

Tabell 5.

Som diskutert i metodeseksjonen så kjører vi en Hausmann-test for å undersøke om modellen burde benytte seg av FE eller RE. Når vi tester denne modellen gir den at p-verdien er 0.000, noe som gjør at vi velger FE. Likevel, for å vise forskjellen mellom RE og FE, så kjører vi den samme grunnmodellen på nytt, men i to runder, hvor den ene er RE og den andre er FE for å vise forskjellen. Vi tolker FE-modellene.

	(1)	(2)
	FE	RE
v2clstown	.259*** (.063)	.195*** (.062)
v2x_polyarchy	-.299 (.179)	-.09 (.165)
lgdppc	.042 (.093)	-.177 (.113)
lpopd	2.496*** (.19)	1.19*** (.171)
ltrdgdpc	-.18 (.128)	-.289** (.131)
ltotn	1.87*** (.092)	1.962*** (.089)
_cons	-12.743*** (1.229)	-6.221*** (1.184)
Observations	5935	5935

*'Standard errors are in parentheses*

\*\*\*  $p < .01$ , \*\*  $p < .05$ , \*  $p < .1$

Tabell 6.

Det første man ser her er at koeffisienten til *v2clstown* er positiv og statistisk signifikant i begge modellene. Dette betyr at jo mer privat økonomisk eierskap utgjør som andel av økonomien, altså jo mer av økonomien og da naturressursene som eies privat (ettersom vi husker at indikatoren *v2clstown* beveger seg fra statlig til privat eierskap), jo mer er økonomien avhengig av naturressursutarming. Altså, jo større andel av økonomien som er under privat eierskap, jo mer nataturressursutarming. Snur man på dette, så får man at jo mer

statlig eie, jo mindre utarming. Videre, ettersom som tidligere nevnt er en semi-logaritmisk modell, kan vi bruke resultatene til å se hvor stor relativ endring på den avhengige variabelen ( $y$ ) får ved en enhets endring i den avhengige ( $x$ ). I dette tilfellet vil en endring på et standardavvik privat eierskap føre til en økning på 8.9% av et standardavvik i naturressursutarming. Til slutt, så ser vi at koeffisienten, og da også den prosentvise endringen på  $y$ , er større for FE-modellen enn RE-modellen, som forteller oss at den har større forklaringskraft.

Videre ser vi at indikatoren for demokrati,  $v2x\_polyarchy$ , ikke er statistisk signifikant. Dette innebærer at vi ikke kan avskrive en hypotese som sier at demokrati ikke har noen effekt, og koeffisienten, som for øvrig er negativ og dermed hadde vist at demokrati reduserer naturressursutarming, bare forklares av tilfeldigheter (Skog, 2017, s. 102). Det samme gjelder for  $lgdppc$ , hvor ingenting er statistisk signifikant.

$Lpopd$  derimot er svært statistisk signifikant i begge modellene. Altså, jo tettere befolkningstettheten er, jo mer naturressursutarming. Regner vi på den prosentvise effekten økt befolkningstetthet har på naturressursutarming, så finner vi at en endring i standardavvik befolkningstetthet gir en 35,8% økning av et standardavvik i naturressursutarming. Dette er ganske mye større enn endringen fra en økning av vår uavhengige variabel. Videre ser vi at  $ltrdgd$  er kun signifikant ved RE, ikke FE. Dette kan tenkes å være tilfellet ettersom handel er noe som påvirker ulike land seg imellom, skal noen eksportere noe må noen andre nødvendigvis importere noe, i tillegg til at et lands avhengighet av handel vil variere over tid. Altså, handel er en variabel som varierer med tid og mellom enheter, noe som gjør at RE er passende. Her viser variabelen at jo mer avhengig en økonomi er av handel, altså summen av import og eksport som andel av BNP, jo mindre avhengig er den av naturressursutarming. Dette kan være naturlig å tenke seg ettersom land med lite naturressurser selv vil måtte være avhengig av å importere råvarer de trenger til industri etc., slik at land som historisk har hatt få ressurser har økonomier som er mer rettet rundt manufaktur og handel, og ikke uthenting av ressurser. Samtidig, så er også eksport en komponent ved handel. Veldig mange av verdens råvareprodusenter så mye av ressursene sine selv, men produserer dem med hensikt å selge dem.

$Ltotn$  er svært signifikant i begge modeller, noe som gir mye mening. Slik utarming av energi- og mineral-ressurser er definert, altså varer som ikke er bærekraftige i den forstaden at når man bruker dem så regenereres de ikke, så er uthenting av disse per definisjon gradvis utarming av ressursreservene.

Funnet av at demokrati ikke har en statistisk signifikant virkning på naturressursutarming er et interessant funn, og strider ved vår hypotese om at demokrati vil redusere utarming. Dette vil vi dermed se videre på, hvor vi utvider demokrati til å inkludere alle de fire formene som vi tidligere har diskutert. Vi erstatter nå økonomisk eierskap som uavhengig variabel og lager fire nye modeller med de fire indikatorene for demokrati som avhengige variabler. Hausman-testen gir oss at vi burde bruke RE.

	(1)	(2)	(3)	(4)
	lgnrd	lgnrd	lgnrd	lgnrd
v2x_polyarchy	.149 (.157)			
v2x_egaldem		-.066 (.201)		
v2x_libdem			-.066 (.161)	
v2x_partipdem				.027 (.222)
lgdppc	-.194* (.113)	-.191 (.115)	-.196* (.115)	-.206* (.12)
lpopd	1.15*** (.166)	1.162*** (.168)	1.17*** (.165)	1.155*** (.168)
ltrdgd	-.244* (.123)	-.242* (.123)	-.249** (.123)	-.216* (.123)
ltotn	1.943*** (.087)	1.941*** (.088)	1.939*** (.088)	1.91*** (.087)
_cons	0 (0)	-6.254*** (1.219)	-6.215*** (1.204)	0 (0)
Observations	5935	5935	5913	5933
Overall R <sup>2</sup>	.197	.195	.192	.191

*Standard errors are in parentheses*

*\*\*\* p < .01, \*\* p < .05, \* p < .1*

*Random-effects*

*Tabell 7.*

Her finner vi igjen det samme resultatet, altså at demokratiregime ikke har noen statistisk signifikant forklaring for naturressursutarming. Dette forteller oss at det er strukturelle komponenter i økonomiene selv, som eierskap, som har noe å si for nivået av utarming og ikke demokrati. Dette strider med noe tidligere forskning som har funnet det motsatte, nemlig at demokratiske land gjør det bedre når det gjelder miljø, som V-Dem Institute (2021). Men, tidligere forskning har sett mer på de på mer direkte mål på miljø og klima, som klimagassutslipp, altså virkingene av bruk av ressurser. Derimot, som vi så i teorien og den tidligere forskningen, så kan det tyde på at demokrati kan ha mye å si på hvordan statlig forvaltning. Vi vil dermed undersøke hvordan demokrati virker i samspill med økonomisk eierskap senere.

Først vil vi derimot undersøke om det er slik at våre funn i tabell 6 og 7 gjelder for hele verden, eller om man kan se noen forskjeller mellom industrialiserte land og utviklingsland, som vi var inne på innledningsvis. Vi deler dermed verden i to, mellom OECD-land og resten av verden som er ikke-OECD-land. Vi ser så i modell (3) på verden samlet. Vi vil også, ettersom vi fant at inntekt ikke hadde en statistisk signifikant forklaring på naturressursutarming, undersøke kvadratet av inntekt i disse tre modellene.

	(1) OECD	(2) Ikke- OECD	(3) Samlet
v2clstown	-.05 (.12)	.16** (.07)	.22*** (.07)
v2x_polyarchy	-.91** (.42)	-.16 (.2)	-.31* (.18)
lgdppc	-2.83 (9.39)	3.61*** (.47)	2.2*** (.44)
c.lgdppc#c.lgdppc	.06 (.45)	-.24*** (.03)	-.14*** (.03)
lpopd	-.05 (.33)	.98*** (.18)	2.04*** (.22)
ltrdgdpc	-.15 (.4)	-.32** (.14)	-.24* (.13)
ltotn	2.76*** (.21)	1.91*** (.09)	1.88*** (.09)
_cons	20.57 (48.55)	0 (0)	-19.58*** (1.87)
Observations	998	4937	5935
Within R <sup>2</sup>	.z	.z	.28

*Standard errors are in parentheses*

*\*\*\* p < .01, \*\* p < .05, \* p < .1*

*Modell (1) og (2) bruker RE, mens (3) bruker FE.*

*Tabell 8.*

Det vi kan se her er at eiendomsforhold ikke er statistisk signifikante i OECD-land, mens de er det i verden for øvrig og hele verden samlet. Sammenligner man økning av et standardavvik privat eierskap og hvordan dette påvirker standardavvik i naturressursutarming, så er økningen 4.9% for ikke-OECD land og 7,5% for verden samlet. Altså, så har økning av privat eierskap som andel av økonomien en mindre virkning på naturressursutarming som andel av BNI i utviklingsland alene enn for verden samlet.

Videre, kan vi se at demokrati har en statistisk signifikant negativ virkning på naturressursutarming i OECD-land, mens det ikke er noen signifikante funn i de andre to modellene. Altså, så vil en endring på et standardavvik i demokrati føre til en 2,6% reduksjon av et standardavvik i naturressursutarming. I tillegg til dette kan vi nå se at inntekt har blitt statistisk signifikant i modellen med ikke-OECD-land og verden samlet. Det dette viser oss er at når inntekten per capita øker så øker også naturressursutarming, men ettersom andregradsleddet er negativt så betyr dette at effekten er avtagende. Altså, når ettersom inntekten øker så minker økningen gradvis, noe som forteller oss at det er et kurvelineært forhold mellom inntekt og naturressursutarming. Dette gir støtte til at forholdet mellom inntekt og miljødegradering er snudd-U-formet ettersom grunnvariabelen er positiv og andregradsleddet er negativt, i tråd med miljø-Kuznetskurve (Van Alsine & Neumayer, 2010).

Til slutt så kan vi se at *lpopd* ikke er signifikant for OECD-land men signifikant for de to andre modellene, hvor variablene har positive koeffisienter som i de tidligere modellene. *Ltrdgdpc* er kun statistisk signifikant for ikke-OECD-land, og forteller oss at økt handel reduserer naturressursutarming. Og, som vanlig, er *ltotn* statistisk signifikant for alle



modellene og har positive koeffisienter.

Videre er det slik at vi i de foregående modellene har sett på hele tidsrommet vi tar for oss samlet, altså fra 1970 til og med 2019. Det vi nå vil gjøre er å dele opp i tiden før og etter 1990, ettersom dette markerer to ting. For det første, så markerer det tiden den kalde krigen gikk endte og flere stats-kapitalistiske stater bukket under og liberaliserte sine økonomier, noe som gjorde at statlig eierskap over økonomiske ressurser ble redusert på verdensbasis. For det andre så begynte miljø- og klimadiskursen for alvor å få sin plass, blant annet innenfor naturressursforvaltning.

	(1)	(2)
	lgnrd	lgnrd
v2clstown	-.08 (.11)	-.01 (.1)
v2x_polyarchy	-.90*** (.16)	-.28 (.36)
lgdppc	3.54*** (1.12)	4*** (.76)
c.lgdppc#c.lgdppc	-.19*** (.07)	-.25*** (.05)
lpopd	.37** (.16)	.41** (.19)
ltrdgdgdp	-.88*** (.28)	.13 (.16)
ltotn	2.08*** (.1)	1.92*** (.16)
_cons	0 (0)	0 (0)
Observations	1767	4168
Overall R <sup>2</sup>	.33	.37

*Standard errors are in parentheses*

\*\*\*  $p < .01$ , \*\*  $p < .05$ , \*  $p < .1$

*Random effects*

*Tabell 9.*

Her er modell (1) fra 1970 til og med 1990, mens modell (2) tar for seg tiden etter 1991 og fremt til 2019.

Det man kan se i denne tabellen er at økonomisk eierskap er signifikant i verken av modellene, mens demokrati svært statistisk signifikant for tiden til og med 1990, hvor den viser at mer demokrati leder til mindre naturressursutarming, mens demokrati ikke er statistisk signifikant for tiden etter. Det kan tyde på at demokrati hadde en tydeligere virkning for naturressursforvaltning før 1990 enn tiden etter. Hvorfor dette er tilfellet er ikke lett å si. Men, det kan for eksempel tenkes at med fallet av for eksempel øst-blokken, som var land som V-Dem regner som svært udemokratiske, hvor disse landene også var noen av verdens miljøverstinger, førte med seg en demokratisering av disse landene uten at naturressursutarming endret seg i nevneverdig grad sammenlignet med tidligere.

Utover dette viser resultatene mye av det samme som i de foregående tabellene. Det eneste

annet som er interessant er hvordan effekten av handel skiller seg mellom disse to periodene. I perioden før 1990 er handel svært signifikant og har en negativ koeffisient, mens i perioden etter 1990 så er det ingen signifikante funn.

	(1)	(2)	(3)
	lgnfd	lgmd	lged
v2clstown	.32*** (.11)	.01 (.08)	.09* (.05)
v2x_polyarchy	.22 (.21)	1.8*** (.36)	-.64*** (.19)
lgdppc	-1.11*** (.1)	-.06 (.16)	.27*** (.08)
lpopd	1.52*** (.21)	1.03*** (.37)	3*** (.26)
ltrdgd	0 (.16)	-.36** (.16)	.07 (.1)
ltotn	.49*** (.08)	1.57*** (.12)	1.84*** (.12)
_cons	0 (0)	0 (0)	-21.58*** (1.21)
Observations	6129	6410	6209
Within R <sup>2</sup>	.z	.z	.28

*Standard errors are in parentheses*

*\*\*\* p<.01, \*\* p<.05, \* p<.1*

*Modell (1) og (2) bruker RE, modell (3) bruker FE*

*Tabell 10.*

Her ser vi at kun variabelen for økonomisk eierskap kun er signifikant for utarming av skogressurser. Den har en positiv koeffisient, hvor da en endring på et standardavvik i privat eierskap føre til en økning på 16,6% av et standardavvik i utarming av skogressurser. Demokrati er kun statistisk signifikant for modell (2) og (3), altså for utarming av mineral- og energiressuser. I tilfellet med mineralressurser kan vi se at en økning i demokrati vil øke naturressursutarming, hvor en endring i et standardavvik fører til en økning på 11% av et standardavvik i mineralutarming, mens for energiressurser er det motsatt, hvor en endring på et standardavvik demokrati fører til en 4,8% reduksjon av et standardavvik i energiutarming..

Videre, ser vi at *lgdppc* har en negativ koeffisient for utarming av skogressurser, men en positiv koeffisient for energiressurser. Dette kan være ettersom energiressurser gjerne er å regne som langt mer verdifulle ressurser enn tømmer, i alle fall målt i pris, hvor mer energirike land dermed er rikere. Ettersom inntekten øker, er det mulig å tenke at skogbruk blir mindre viktig.

Som diskutert i teori- og tidligere forskning-kapittelet, så har vi sett hvordan demokrati og eierskap gjerne virker sammenflettet. Det skal vi dermed se nærmere på nå, hvor vi igjen ser på den sammensatte indikatoren på naturressursutarming, men nå i samspill med de ulike formene for demokrati.

## Magnus J. Jentoft

	(1)	(2)	(3)	(4)
	lgnrd	lgnrd	lgnrd	lgnrd
v2clstown	.303*** (.091)	.354*** (.094)	.305*** (.079)	.295*** (.088)
v2x_polyarchy	.099 (.228)			
c.v2clstown#c.v2x_polyarchy	-.32** (.149)			
v2x_egaldem		.068 (.299)		
c.v2clstown#c.v2x_egaldem		-.551*** (.192)		
v2x_libdem			-.074 (.25)	
c.v2clstown#c.v2x_libdem			-.425*** (.145)	
v2x_partipdem				-.03 (.318)
c.v2clstown#c.v2x_partipdem				-.46** (.199)
lgdppc	-.177 (.11)	-.155 (.109)	-.168 (.112)	-.185 (.116)
lpopd	1.12*** (.167)	1.079*** (.166)	1.123*** (.163)	1.105*** (.167)
ltrdgd	-.289** (.129)	-.298** (.13)	-.299** (.129)	-.269** (.13)
ltotn	1.943*** (.088)	1.937*** (.089)	1.936*** (.089)	1.91*** (.088)
_cons	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Observations	5935	5935	5913	5933
Overall R <sup>2</sup>	.199	.21	.198	.198

*Standard errors are in parentheses*

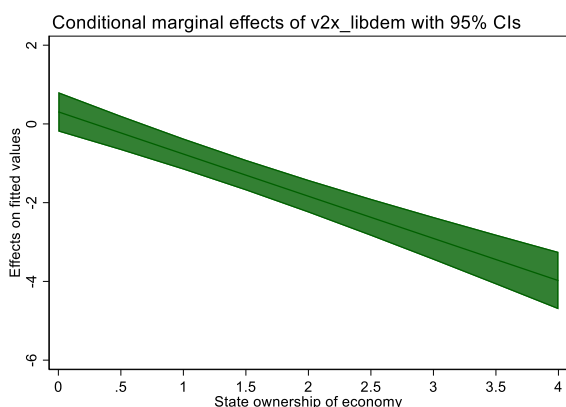
\*\*\*  $p < .01$ , \*\*  $p < .05$ , \*  $p < .1$

*Random effects*

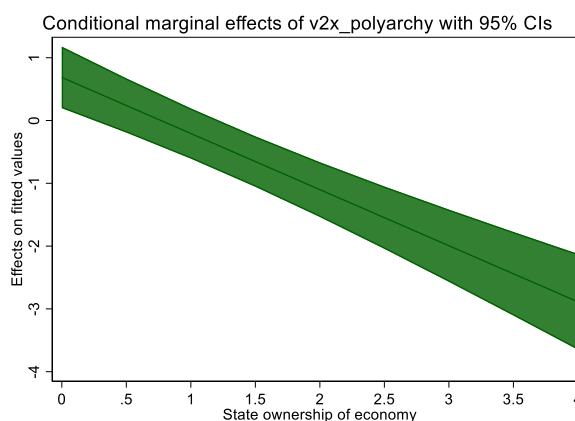
*Tabell 11.*

Det man kan se her at, når man betrakter økonomisk eierskap som å fra statlig eierskap og til privat eierskap når man øker variabel med én enhet, hvor modellen dermed som før er å tolke som at mer privat eierskap øker naturressursutarming. Ser man da på samspillsleddene med de fire formene for demokrati så er disse alle sammen statistisk signifikante og har koeffisienter med negative fortegn. Demokrati har dermed en slags «tøylende» virkning på privat økonomisk eierskap. Fordi, som man kan se så vil økt privat eierskap øke naturressursutarming, men demokrati svekker denne effekten ved å begrense utarming.

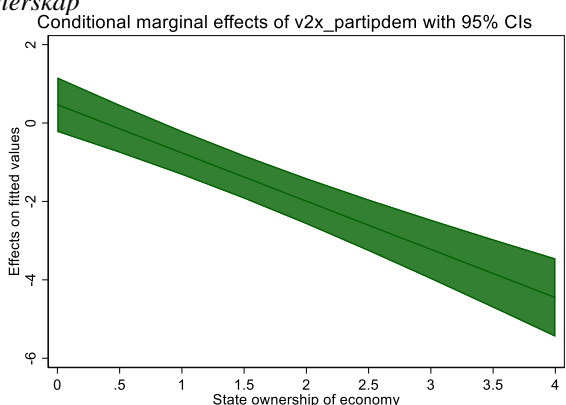
Dette kan vi vise grafisk, hvor det er tydelig så se at det er et negativt forhold mellom privat eierskap og demokrati:



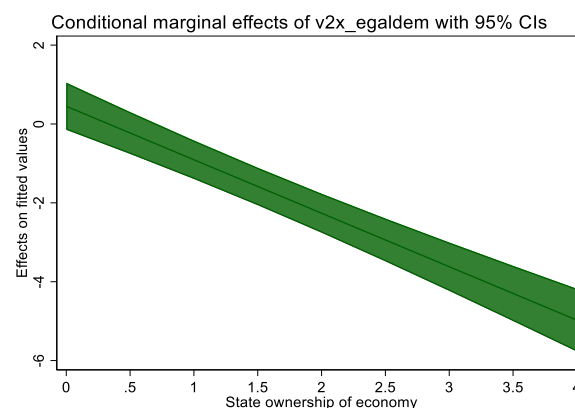
Figur 5 Samspill mellom liberaldemokrati og privat eierskap



Figur 6 Samspill mellom polyarki og privat eierskap



Figur 7 Samspill mellom deltakerdemokrati og privat eierskap



Figur 8 Samspill mellom egalitært demokrati og privat eierskap

Videre, kan vi snu den uavhengige variabelen til å gå fra privat eierskap og mot statlig eierskap for å vise hvordan samspillet mellom statlig eierskap og demokrati er. I tillegg til dette vil vi også igjen skille mellom industrialiserte land ut utviklingsland, for å se om grad av utvikling har noe å si.

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
	Resten	OECD	Resten	OECD	Resten	OECD	Resten	OECD
revv2clstown	-.18** (.09)	-2.7*** (.8)	-.1 (.11)	-3.71*** (.72)	-.22*** (.08)	-1.81*** (.66)	-.1 (.09)	-1.61** (.63)
v2x_polyarchy	.45 (.44)	-11*** (2.99)						
c.revv2clstown#c.v 2x_polyarchy	-.21 (.18)	3.24*** (.94)						
v2x_egaldem			1.36* (.78)	-16.69*** (3.11)				
c.revv2clstown#c.v 2x_egaldem			-.55* (.3)	5.03*** (1.01)				
v2x_libdem					.17 (.47)	-8.39*** (2.62)		
c.revv2clstown#c.v 2x_libdem					-.18 (.19)	2.41*** (.85)		
v2x_partipdem							.56 (.65)	-8.72** (3.34)
c.revv2clstown#c.v 2x_partipdem							-.36 (.25)	2.64** (1.04)
lgdppc	2.48*** (.53)	-3.69 (9.3)	2.55*** (.52)	-1.84 (9.38)	2.32*** (.51)	-2.89 (9.54)	3.71*** (.54)	-6.5 (9.48)
c.lgdppc#c.lgdppc	-.15*** (.03)	.1 (.45)	-.16*** (.03)	0 (.45)	-.14*** (.03)	.06 (.46)	-.24*** (.03)	.23 (.46)
lpopd	2.46*** (.3)	-.05 (.33)	2.49*** (.3)	-.01 (.31)	2.52*** (.31)	-.03 (.32)	.96*** (.19)	-.07 (.33)
ltrgdgdp	-.22 (.13)	-.1 (.41)	-.21 (.13)	0 (.41)	-.22 (.13)	-.13 (.41)	-.3** (.14)	-.12 (.4)
ltotn	1.85*** (.09)	2.7*** (.21)	1.85*** (.09)	2.73*** (.21)	1.84*** (.09)	2.74*** (.21)	1.89*** (.09)	2.7*** (.21)
_cons	0 (0)	0 (0)	0 (0)	27.47 (48.52)	0 (0)	26.79 (50.06)	-20.07*** (2.48)	44.67 (48.98)
Observations	4937	998	4937	998	4915	998	4935	998

Standard errors are in parentheses

\*\*\*  $p < .01$ , \*\*  $p < .05$ , \*  $p < .1$

(1), (3), (5) er FE, (2), (4), (6), (7) og (8) er RE

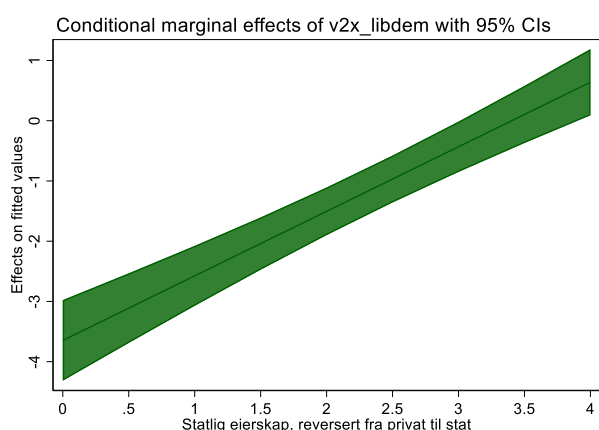
Tabell 12.

Her vi altså en ny uavhengig variabel, *revv2clstown*, som altså er den samme variabelen som før, bare snudd. Totalt er det åtte modeller i tabellen, hvor vi i hver sjekker samspillet mellom de fire demokratitypene indikatoren for statlig eierskap, hvor vi sjekker dette samspillet for både OECD-land og ikke-OECD-land hver for seg.

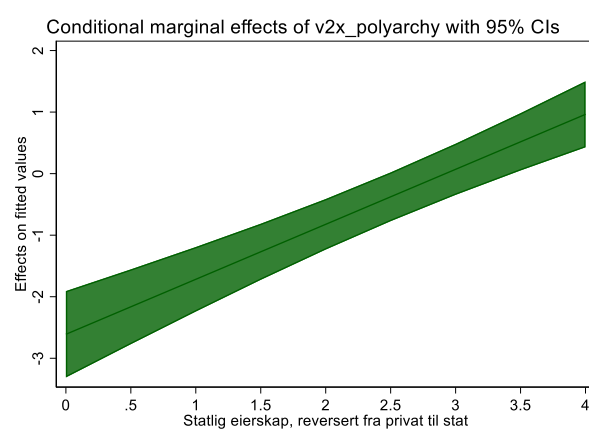
Det vi kan se er at i alle modellene, bortsett fra modell (3) og (7), så har vi statistisk signifikante funn på at økt statlig eierskap reduserer naturressursutarming som andel av BNI. I samspill med demokrati finner vi at demokrati i modell (2), (4), (6) og (8) styrker effekten statlig eierskap har til å redusere naturressursutarming som andel av BNI, altså at statlig eierskap i kombinasjon med demokrati reduserer utarming mer enn hva statlig eierskap alene gjør, ettersom disse samspillsleddene er statistisk signifikante med positive fortegn. Økonomier med mer statlig eierskap, som i tillegg er mer demokratiske, har altså mindre naturressursutarming.

Vi finner dermed dette forholdet kun i OECD-land, og ikke i ikke-OECD-land. Her finner vi altså (bortsett fra i modell (3) og (7)) at mer statlig eierskap reduserer naturressursutarming, men at statlig eierskap i samspill med statlig eierskap ikke har noen statistisk signifikant virkning på naturressursutarming.

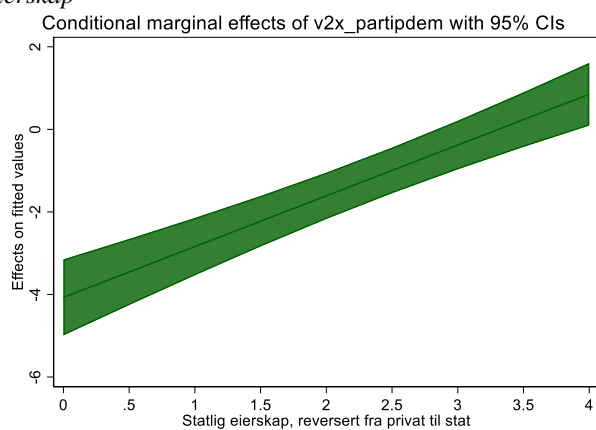
En annen interessant forskjell mellom OECD-landene og ikke-OECD-landene er inntekt. Her kan man se inntekt ikke har noen statistisk signifikant virkning på ressursutarming i OECD land, mens vi finner svært signifikante funn for at inntekt øker utarming, men i avtagende grad i tråd med miljø-Kuznetskurven, i ikke-OECD-land. Dette kan mulig indikere at OECD-land har nådd et inntektsnivå hvor ytterligere inntektsøkning kanskje ikke har noen effekt lengre.



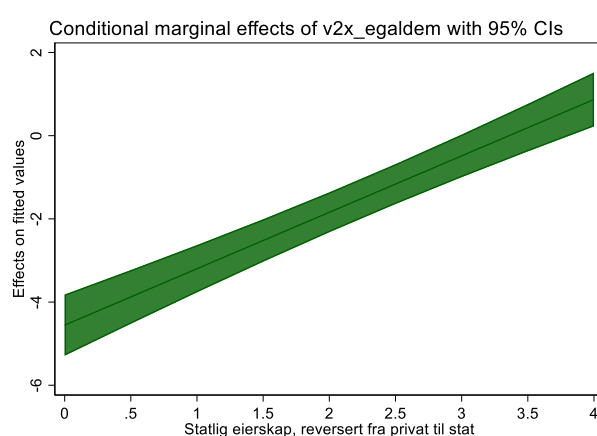
Figur 9 Samspill mellom liberaldemokrati og statlig eierskap



Figur 10 Samspill mellom polyarki og statlig eierskap



Figur 11 Samspill mellom deltakerdemokrati og statlig eierskap



Figur 12 Samspill mellom egalitært demokrati og statlig eierskap

Her kan vi igjen se samspillseffekten grafisk, denne gangen mellom den reverserte eierskapsvariabelen og de fire demokratitypene, hvor det er et tydelig positivt forhold.

## 5. Diskusjon

### 5.1 Hypotesene i lys av funnene

Med dette vil gå tilbake til hypotesene vi formulerte med utgangspunkt i teorien og den tidligere forskningen, for å se hvordan våre empiriske funn relaterer seg til disse.

Først ut starter vi med H1.

***H1: Mer privat eierskap vil føre med seg mer utarming av naturressurser som andel av BNI***

Gjennomgående, fra tabell 5 til tabell 11, kan vi se statistisk signifikante funn på at når man øker privat eierskap, så øker også utarming som målt som andel av BNI. I tabell 12 betrakter vi den samme variabelen som før, bare snudd, hvor vi da finner at økt statlig eierskap reduserer naturressursutarming som andel av BNI. Dette kan tyde på at, til tross for poengene dratt fram av Cole (2002), Stroup og Goodman (1992) og Anderson og Leal (1991) om hvordan offentlige forvaltere ikke har de samme insentivene til å ivareta ressurser på samme måte som private eiere, som argumentert for av Hardin, Carver (1924) og Grafton et al (2006), at statlig forvaltning av naturressurser likevel kan være mer økologisk bærekraftig enn privat eie av naturressurser. Dette er ettersom graden av naturressursutarming er mindre ved en økning i statlig eierskap.

Vi ser derimot når vi betrakter vår avhengige variabel sine bestanddeler i tabell 10, altså de tre ulike ressursene hver for seg, at det indikatoren for utarming av skogressurser som er signifikant. Dette kan peke mot Oranjen et al (2017) sine funn, som i sin innholdsanalyse av tidligere forskning på eiendomsregimer for ulike ressurser fant svært sprikende resultater for hver av de ulike ressursene. Ostrom og Cole (2010) argumenterer også for at ulike eierskapsregimer passer «bedre» for ulike ressurser (Ostrom & Cole, 2010, s. 12-30). Likevel, så finner i vår hovedvariabel, med de tre ressurstypene slått sammen, statistisk signifikante funn.

***H2: Mer demokrati vil føre med seg mindre utarming av naturressurser som andel av BNI***

Demokrativariablene produserte gjennomgående få signifikante funn. I tabell 7, hvor vi benyttet de fire ulike indikatorene for demokrati som uavhengige variabler, og ikke som kontrollvariabler slik vi benytter dem i de andre modellene, finner vi for eksempel ikke noe som er statistisk signifikant. Derimot, i tabell 9, kan man se at demokrati hadde en statistisk signifikant negativ virkning på naturressursutarming i tiden fra 1970 til 1990, men ikke etter. Det samme finner vi om man betrakter tabell 10 hvor vi undersøkte de ulike ressursene hver for seg, så reduserte demokrati utarming av energiresurser. Disse funnene støtter hva blant annet Boyce (2002) argumenterer for, nemlig at maktspredning hindrer enkeltaktører å utnytte natur og andre mennesker. I tabell 10 kan vi derimot også se at demokrati øker naturressursutarming av mineralressurser. Hvorfor dette er tilfellet er ikke helt lett å si, men som Roeland og de Soysa (2021) bemerker så kan særlig valgte ledere i utviklingsland love vekk blant annet tillatelser for gruvedrift grunnet press til å få eller holde på politisk makt (Roeland & de Soysa, 2021, s. 165).

Altså, våre på demokrati og dets virkning på naturressursutarming er jevnt over enten ikke-signifikant eller sprikende, noe som gjør det vanskelig å si noe sikkert angående dette.

Derimot, demokrati i samspill med økonomisk eierskap produserte mange interessante, og ikke minst statistisk signifikante, funn. I tabell 11 kunne vi se at demokrati begrenser de negative virkningene det private eiendomsregimet har for bærekraft, mens tabell 12 viste at demokrati forsterket den positive virkningen statlig eierskap hadde (dog kun signifikant for OECD-land). Dette er i tråd med hva Banik (2022) og Hepburn (2017) poengterer, at demokrati kan sørge for at statens handlinger speiler ønskene til befolkningen. Og, som undersøkelser viser (Andi, 2022), så er klima- og miljøkrisen noe som bekymrer folk. Videre, som Anderson og Leal (1991) argumenterer for, så vil eksistensen av demokrati sørge for at valgte representanter møter direkte, og personlige konsekvenser av handlingene de gjør. Dette vil dermed lede dem til å ta avgjørelser som unngår kontroverser, slik som mange prosjekter som innebærer høsting av ressurser i stor skala gjerne er.

## 5.2 Andre funn

Når det gjelder inntekt så ser man gjennomgående at inntekt (ikke andregradsledd) ikke hadde en statistisk signifikant virkning, men når den hadde det, som i tabell 10 for modell (1) og (3), så førte økt inntekt per capita med seg mer utarming. Ifølge World Inequality lab, som i år ga ut sin *World Inequality Report 2022*, fastslo at den gjennomsnittlige inntekten til dem som befinner seg i verdens øverste inntektsprosentil lå på 121000 dollar årlig, mens dem som befant seg i den globale nederste halvdel hadde en gjennomsnittlig inntekt på 3920 dollar (Chancel et al, 2022, s. 10). Med andre ord, så tjener de 10% rikeste litt over 31 ganger mer enn de 50% fattigste. Hva inntekt, og da effekten hver dollar brukt har på produksjon og forbruk, har for miljødegradering vil selvsagt variere fra økonomi til økonomi, og individ til individ. Men, om effekten på miljøet for hver dollar brukt av et fattig individ og et rikt individ er tilnærmet likt, er det da å forvente at verdens rikeste står for 31 ganger så store miljøødeleggelser som de fattigste (Boyce, 2002, s. 6). Alternativt, om verdens fattige skulle bidra like mye til miljøødeleggelser som verdens rike, så måtte miljødegradering per dollar brukt av et fattig individ være 31 ganger større en miljødegradering per dollar brukt av et rikt individ. Det er dermed nærliggende å anta at økt inntekt leder til økt miljødegradering.

Grossman og Kruegers miljø-Kuznetskurve presenterte derimot at forholdet mellom inntekt per capita og miljødegradering har en opp-ned U-form, altså at når inntektsnivå øker så vil miljødegradering per dollar synke, hvor da økonomisk vekst dermed vil beskytte miljøet (Van Alsiné & Neumayer, 2010). Dette støttes av det vi finner i tabell 8, 9 og 12, hvor vi introduserer inntekt som et andregradsledd. I disse tabellene, i de fleste modellene, finner vi at andregradsleddet et statistisk signifikant med en negativ koeffisient, noe som tyder på at effekten av inntekt er kurvelineært og formet som en opp-ned U. Vi finner altså at når inntekten øker så øker utarming, men hvor utarming per dollar brukt reduseres opp til et visst punkt.

Når det gjaldt hvilken effekt handel som andel av BNP hadde, så kan man se at denne variabelen enten ikke var statistisk signifikant eller så hadde den en negativ koeffisient, som man bla. kan se i tabell 11. Dette indikerer dermed, om man ser på de statistisk signifikante modellene, at jo mer en økonomi er avhengig av handel, jo mindre er den avhengig av



naturressursutarming. Tidligere forskning har sett, som bla. undersøkt av Jorgenson & Clark (2009), at det foregår en global forflytting av miljøskader fra rike land over til fattigere land, hvor de fattigere landene er nødt til å ødelegge miljøet sitt for å produsere råvarer for bruk i vestlig industri, mens de importerer dyr manufaktur tilbake (Jorgenson & Clark, 2009, s. 212). Dette har også blitt problematisert av Reinert (2008), som argumenterer for at denne skjevfordelingen i stor grad er årsaken til hvorfor noen land er rike mens andre er fattige (Reinert, 2008). Videre, finner Cole et al (2014) at produsenter som involverer miljøet som en direkte del av deres økonomiske aktivitet, og dermed møter høyere kostnader som følge av reguleringer enn produsenter som ikke påvirker miljøet i samme grad, er mer sannsynlige å flagge ut produksjonen sin til utviklingsland (Cole et al, 2014, s. 658-659). Le Quéré et al (2019) viser derimot til at dette har bragt med seg en heller begrenset nedgang i innenlands utslipp blant verdens rikeste land, om man for eksempel sammenligner med reduksjon i bruk av fossilt brensel, men at effekten likefullt er reell (Le Quéré et al, 2019, s. 215).

Det kan med dette tenkes at det ikke er så rart at økt handel minker utarming, ettersom økonomier som er svært avhengige av handel kanskje gjerne er dette ettersom de mangler reserver av naturressurser selv. Samtidig, som Jorgenson og Clark (2009) påpeker, så skjer mye av råvareproduksjonen i utviklingsland med eksport som hensikt, noe som gjør at handel ev er svært viktig for råvareprodusenter så vel som råvareimportører. Det er dermed kanskje heller ikke så merkelig at det i mange av modellene ikke finnes noen statistisk signifikante sammenhenger.

### 5.3 Betydning av funnene

Innledningsvis ble det stilt et spørsmål som går i kjernen av denne oppgaven, som er mye av grunnlaget til hvorfor denne oppgaven i det heletatt er relevant, nemlig at om menneskelige institusjoner er sentrale for bærekraftig menneskelig interaksjon med vårt ytre miljø, hvilke institusjoner produserer den «beste» interaksjonen?

Cole (2002) foreslår at det «beste» eiendomsregimet for å beskytte miljøet er det regimet er det som oppnår et samfunns eksogene gitte mål angående miljøbeskyttelse til lavest mulig kostnad (Cole, 2002, s. 131). Med dette innebærer det at det ikke finnes et endogent gitt optimalt nivå på miljøbeskyttelse, men heller et «etterspurt»-nivå som settes av beslutningstakerne, hvorvidt dette skulle være private eiere, politikere eller velgere, osv. (Cole, 2002, s. 133). Videre, så vil det kunne være slik at de ulike regimene vil kunne være relativt mer eller mindre effektive i nå disse målene, målt etter mengden med miljøbeskyttelse, eller kvaliteten av denne, per enhet kostnad (Cole, 2002, s. 134). Men, som nevnt i teorikapittelet, hvor mulig, om i det heletatt mulig, er det å måle dette? Om bruken av kostnad-nytte-analyser generelt på miljøet sa økonomen E. F. Schumacher følgende:

To measure the unmeasurable is absurd and constitutes but an elaborate method of moving from preconceived notions to foregone conclusions; all one has to do to obtain the desired results is to impute suitable values to the immeasurable costs and benefits.

E. F. Schumacher, 1973, i Foster, 2002, s. 32

L. Tribe (1974) derimot sa seg derimot ikke enig i at det var «umulig», i alle fall ikke rent konseptuelt, å sette priser på kostnad og nytte, men argumenterte derimot for at alle forsøk på

dette ville forvrengte behandlingen av naturen til å kun betrakte menneskelige ønsker som det eneste legitime grunnlaget for valg forvaltning:

The translation of all values into homocentric terms thus creates two distortions: First, an inchoate sense of obligation toward natural objects is flattened into an aspect of self-interest; second, value dis-continuities tend to be foreshortened

Tribe, 1974, s. 1332

Altså, om mennesket forholder seg til naturen rundt seg på denne måten vil altså alle bedømmelser angående naturens forhold falle på menneskelige premisser, hvor for eksempel den videre eksistensen til truede arter eller pressede naturområder vil falle på menneskelige ønsker og verdier. Dette påpeker Tribe at, særlig i en tidsalder hvor teknologi i økende grad greier å «kunstig» tilfredsstillte mange av de gode naturen til nå har stått for, setter miljøet i en svært prekær posisjon (Tribe, 1974, s. 1326). Om dette skal være bærekraftig er man nødt til å kjøpe antagelsen om at menneskelig og naturlig kapital er perfekte substitutter for hverandre, noe det finnes lite grunnlag for å gjøre (Page, 1997, s. 588). Dessuten, ekspanderer filosofen M. Sagoff (1974) videre på Tribe, hvor han påstår at: «as long as policies are intended to maximize the general satisfaction, they will be no better, morally or spiritually, than the interests they serve» (Sagoff, 1974, s. 225). Sagoff argumenterer dermed med at det eneste som har begrenset oss fra å gjøre naturen fullstendig «utdatert» er teknologi, ettersom han konkluderer med at det ikke finnes et eneste økonomisk eller utilitaristisk argument for å bevare miljøet, med det antroposentriske, hedonistiske perspektivet i grunn (Sagoff, 1974, s. 225).

Vatn (2001) argumenterer derimot for eiendomsregimer handler om å beskytte interesser, så hvilket eiendomsregime som velges handler om å velge mellom hvilke interesser som skal beskyttes, utvikles eller opprettholdes, og dermed hvilke kostnader som påkalles (Vatn, 2001, s. 677). Altså, det handler ikke om effektivitet. Dette begrunnes med at ettersom hva som regnes som effektivt baserer seg på hvilke interesser som beskyttes så finnes det ingen objektiv måte å bedømme effektivitet på. Valget mellom eiendomsregimer er dermed valget mellom ulike interesser (Vatn, 2001, s. 678). Skal våre interesser være økologisk bærekraft, som forskningen på klimaendringer og miljødegradering tydelig forteller oss at burde være, bør valget falle på økonomisk aktivitet som ikke kutter levetiden til de fundamentale økosystemene vi tar del i, som Constanza og Folke (1996) argumenterer for. Og videre, som Sieferle (1990/2015) beskriver, er vi også følgende nødt å sikte oss til å igjen leve i innenfor den naturlige energistrømmen.

Samtidig, så kan man problematisere det å ha en for bastant miljø- og klimaperspektiv når en betrakter bærekraft. I denne oppgaven beskrives utarming av naturressurser som noe utelukkende problematisk, men vi diskuterer ikke hva ressursene som blir utarmet brukes til. Verdensbanken bruker indikatorene vi har valgt å benytte som mål på bærekraft i sine beregninger av ANS hvor de måler velstand som forskjellen mellom menneskelig skapt kapital og utarming av naturlig kapital. Dette kan det være gode grunner til å gjøre; hva er for eksempel poenget med et stabilt klima hvis man ikke har sykehus å gå til? Som Page (1997) poengter ovenfor så krever aggregeringer av menneskelig og naturlig kapital at man antar at disse kan fungere som perfekte substitutter for hverandre. I realiteten, så er

menneskelig skapt kapital svært avhengig av naturlige materialer som det ikke finnes menneskeskapt substitutter for. Som Page forklarer så kan ikke plassmangel substitueres med kunstgjødsel, og kunstgjødsel kan ikke lages uten naturlige materialer (Page, 1997, s. 588). Dette betyr derimot ikke at man ikke burde bygge sykehus, men man kan ikke bygge sykehus, eller noe som helst, uten å anerkjenne at dette vil påføre miljø- og klima ytterligere påkjenninger.

#### 5.4 Kritikk av oppgaven

Det er flere forhold ved de presenterte funnene, og ikke minst den valgte metoden, som er nødt til å poengteres. Først er det slik at denne oppgaven har valgt en kvantitativ tilnærming til et felt hvor forskningen i stor grad før har vært kvalitativ. Det finnes mange gode grunner til hvorfor dette feltet passer seg til kvalitative analyser. Det finnes for eksempel flere som argumenterer, som blant annet beskrevet av Ostrom og Cole (2010) og Ojanen et al (2017), og så vidt nevnt tidligere i oppgaven, så er det gjerne slik at forskjellige eiendomsregimer kan passe «bedre» for forskjellige ressurser (Ostrom & Cole, 2010, s. 12-30). Det er dermed urealistisk å forvente at det finnes en institusjon som universelt løser alle mulige miljøproblemer (Cole, 2002, s. 96). Det er også slik ved kvalitativ forskning at det kan være lettere å identifisere nøyaktig, eller i det minste undersøke, hvilke teoretiske årsaksforhold som faktisk forklarer ens funn. I vår analyse er det vanskelig å si om det er slik at grunnen til at det statlige eiendomsregime reduserer utarming er siden statlig forvaltning er mindre drevet av profitt, eller om det skyldes av at det private er mer drevet av profitt, eller begge deler, eller noe helt annet. Videre, så kan det videre være slik at eiendomsregimer kan favne for bredt når det gjelder optimalisering av forvaltningen av spesifikke ressurser, hvor det da heller trengs å spesifiseres nøyaktig hvilke rettigheter og plikter som bør gjelde, for hvem og for hvilke kontekster, når man anbefaler policy (Cole, 2002, s. 12). Dette er nyanser som er vanskelig å ta høyde for i en makroøkonomisk analyse hvor de presise eiendoms- og ressursforholdene er vanskelig å fange opp.

En annen vanskelig nyanse finner vi om man nøyere studerer hvordan vår avhengige variabel er laget. Fordi, graden av ressursutarming som andel av BNI kan bety forskjellige ting. Etersom avkastning fra naturressurser befinner seg i telleren i utregningen, så vil for eksempel det at et lands naturressurser er mye verdt bety at uthenting av disse ressursene vil utgjøre en større andel av BNI. Men, dette sier derimot ikke noe om hvordan uthenting skjer. Tiden det tar før reservene blir brukt gjør derimot dette, altså forteller dette at om man har naturressurser som er verdt mye, men henter dem ut i forsiktige mengder, så vil dette utgjøre en mindre del av BNI.

La oss nå huske hvordan Verdensbanken regner ut utarming av energi- og mineralressurser som andel av BNI, slik at vi kan vise dette ved bruk av følgende eksempel: Vi ser for oss en hypotetisk økonomi med en BNI på størrelse 100000, med en ressurs hvor ressursens enhetspris er lik 100, enhetskostnad lik 70. Vi bruker den antatte diskontinueringsraten på 4%, den totale produksjonen er lik 50000 og vi regner med at tempoet ressursen hentes ut på gir reservene en levetid på 30 år. Dette vil gi følgende:

$$\text{Enhetsavkastning} = (100-70) / 100$$

$$= 0.3$$

$$\text{Avkastning} = 0,3 * 50000$$

$$= 15000$$

$$\text{Naturressursutarming} = 15000(1 + (0,04 * 30)) / 30$$

$$= 1100$$

$$\text{Naturressursutarming som andel av BNI} = (1100/100000) * 100$$

$$= 1,1\%$$

Endrer man så driften til å fordoble levetiden på ressursen, hvor alt annet er holdes likt, vil følgende nåverdien til naturressursutarmingens også halveres, og da andelen av BNI. Dette kan tolkes som at man for eksempel halverer tempoet man henter ut kull, som vil gi en klar økologisk gevinst. Men, skulle så verdien på ressursen samtidig øke slik at enhetsavkastningen dobles, så vil naturressursutarmingens ikke endre seg sammenlignet med regnestykket vi la til grunn først. Andelen av BNI vil være det samme. Altså, så kan en økologisk bærekraftig utvikling, som for eksempel nedtrapping i uthenting av kull, «nuller ut» i dette målet om verdien øker tilsvarende. Det kan dermed være vanskelig å tyde nøyaktig hva utarmingsmålet sier, i alle fall i økologisk forstand. Dette er fordi den måler ikke kun økologisk utarming, men utarming av økonomiske innsatsfaktorer hentet fra naturen. Dette gjelder derimot ikke for indikatoren på utarming av skogressurser ettersom denne defineres ved forholdet mellom hogst og tilvekst. I tabell 10, modell (1) kan vi se at denne er har en statistisk signifikant positiv koeffisient, og viser da at mer privat eie fører til at graden at hogst øker. Dette kan dermed synes å være et sterkere mål på økologisk bærekraft enn indikatorene for mineraler og energi.

Videre er det slik at våre avhengige variabler er priset slik kritisert av Foster (2002) og Ingebrigtsen og Jacobsen (2004), nemlig som individuelle bestanddeler trukket fra økosystemet de var en del av, og etter menneskelig nytte bestemt av markedsmekanismer (Foster, 2002, s. 27, Ingebrigtsen & Jacobsen. 2004, s. 82). Det er dermed mye, inkludert store kostnader, som ikke inkluderes i disse målene.

Videre kan man diskutere om en burde ha fjernet alle nullene, altså de som ikke har naturressurser, fra analysen. Det kunne man gjort, men da bare for mineraler og energi (man kan ha en nullverdi når det gjelder skog om skogen vokser raskere enn den brukes). Ettersom vår avhengige variabel er en indeks som består av disse tre komponentene, hvor en kan være null av andre grunner enn fravær av ressurser, så blir dette vanskelig. Dette kunne man derimot ha vurdert for analysene av mineraler og energi hver for seg.

Et annet aspekt som ikke fanges opp i vår analyse er relatert til vår uavhengige variabel, altså økonomisk eierskap, er skillet mellom *eierskap* og *kontroll*. Riktig nok så er nevner spørsmålet bak variabelen begge deler («...own or directly control...»), men skillet mellom disse to kan i realiteten være noe mer komplisert. En stat som for eksempel fører ekspansiv finanspolitikk, har strenge miljøreguleringer og på mange andre måter utøver sterk kontroll over økonomien, trenger ikke nødvendigvis å utøve stor, direkte kontroll eller eierskap over spesifikke ressurser. Likevel, så antar vi i denne oppgaven at eierskap og annen kontroll er tilnærmet likt, altså at en stat som eier mye også er tungt involvert i økonomien på andre måter, og at stater som eier lite er mindre involverte, med vårt «stat versus privat» perspektiv. Dette er et skille som blant annet Bajo og Roelants (2011) påpeker har endret seg over tid:

“Control is as important as ownership but distinct from it. In a capitalism that is both financialized and technified, the two tend to disconnect not only in the financial sphere but also in the real economy”

Bajo & Roelants, 2011, s. 100

Dette poengterer hvordan økonomisk eierskap i seg selv kanskje ikke betyr like mye som det en gang gjorde, hvor det i å eie noe ikke nødvendigvis betyr at man kontrollerer noe, og man kan kontrollere noe, uten å nødvendigvis eie det (Bajo & Roelants, 2011, s. 82). Relatert til dette, så fremhever FN i sitt dokument *System of National Accounts 2008*, som setter den internasjonale standarden for hvordan måle og beregne økonomisk aktivitet, at det er vanlig at andre parter enn de som eier selve ressursen er dem som utnytter den. Her benytter de seg av eksempelet olje. For det er i mange land er slik at staten er den juridiske eieren av oljeressursene, men hvor det er vanlig at det er private aktører som gjennomfører selve uthenting av oljen, og da bestemmer i hvilket tempo dette da skjer (United Nations et al, 2009, s. 265). Dette er som vi har sett i Schlager og Ostroms rammeverk det som kalles for avhendig, altså retten til eier å bestemme hvem som kan være på eller dra nytte av eiendom. I vår uavhengige variabel er vanskelig å si noe om dette, ettersom denne bare forteller noe om eierskap og/eller kontroll over eiendom, men ikke noe om hvem som drar nytte av eiendommen.

Til slutt, så er det ikke slik at privat eierskap og statlig eierskap er de eneste eiendomsregimene som finnes. Det finnes blant annet mye forskning på felleseiendom og hvordan dette kan være løsningen på problemer man finner ved både individualistisk privat eierskap og statlig eierskap. McKean (1996) beskriver blant annet en rekke faktorer som gjør at hun mener felleseiendomsregimer er mer effektive når det kommer til forvaltning av særlig «common pool» ressurser. Hun argumenterer for at felleseiendom kan redusere kostnader assosiert ved eksklusjon slik som forskning på tyrkiske fiskekooperativ har vist (Ostrom & Schlager, 1996, s. 136), omgjøre mulige ødeleggere til beskyttere av ressurser, og til slutt fange fordelene ved privat eie uten å stykke opp ressurser som best forvalter som en enhet (McKean, 1996, s. 227). Gibson et al (2002) finner videre i sin studie av skogforvaltning i Guatemala at felleseiendomsregimer kan være bedre passet for forvaltningen av naturressurser, ettersom private eiendomsretter ikke greier å forklare en skogs forhold, og dens karakteristikk, på det lokale nivå på samme måte (Gibson et al, 2002, s. 223). Dette er faktorer som ikke fanges opp i min analyse, men som gjerne skulle vært med.

## 6. Avslutning

### 6.1 Oppsummering og konklusjon

I denne oppgaven har vi undersøkt forholdet mellom eiendomsregimer, altså som regler som beskriver ulike eierskapsformer og da hvordan eiendom reguleres, med fokus på det private- og det statlige eiendomsregimet, og økologisk bærekraftig forvaltning av naturressurser. Dette bygger på forskning i tradisjonen av blant annet Schlager og Ostrom (1992), som med deres «bundle of rights» tilnærming til eiendomsrettigheter skisserer hvordan ulike rettigheter til ressurser tilfaller ulike aktører, hvor det er slik at hvem disse aktørene er som utgjør eiendomsregimene. Med dette som utgangspunkt har jeg forsøkt å finne svar på *hvilken effekt har eiendomsregime for økologisk bærekraftig naturressursforvaltning?* Samtidig, som forfattere som Eggertsson (1996) og Boyce (2002) har poengtert, så eksisterer ikke eiendomsregimer i et vakuum og kan påvirkes av andre forhold, hvor teori har vist at dette kan være særlig gjeldende for det statlige eiendomsregimet. Vi har derfor også valgt å analysere *hvordan forholdet mellom eiendomsregimer og naturressursforvaltning påvirkes av demokratiske forhold*, som et underspørsmål. Dette har jeg valgt å forsøke å besvare ved å ta i bruk en kvantitativ tilnærming for å forsøke å besvare, og dermed tilføye ny empiri til en debatt «tradisjonelt» preget av kvalitativ forskning.

Når det gjelder eiendomsregimer og demokrati har den teoretiske debatten basert seg blant annet på insentiver, hvor firmarkedsmiljøvernere som Hardin, Anderson og Leal (1991), Stroup og Goodman (1992) og Grafton et al (2006) argumenterer for at privat eie av ressurser internaliserer kostnader, noe som fremmer rasjonell effektiv og langsiktig forvaltning. Samtidig kritiseres statlig eierskap ettersom dårlige avgjørelser som produserer kostnader blir fordelt jevnt på samfunnet, noe som ikke gir den offentlige forvalteren det samme insentivet til å ta vare på ressursene. På den andre siden kritiserer blant annet Foster (2002) det private eiendomsregimet for å ikke internalisere kostnader, men heller produsere eksternaliteter, siden de individuelle aktørene vil forsøke å maksimere sin egen nytte uten å måtte tenke på andre (Gibson et al. 2004). Hepburn (2017) og Cole (2002) poengter videre hvordan staten i større grad kan tillate seg å fokusere på flere hensyn enn det økonomiske, noe demokratisk valgte politikere også har et insentiv til å måtte ettersom kontroverser kan få dem avsatt eller ikke gjenvalgt (Anderson og Leal, 1991). Banik (2022) og Hepburn (2017) viser videre hvordan demokrati kan sørge for at staten tilbyr de gode folket etterspør, mens Ribot (2004) videre poengterer hvor demokrati også kan sørge for at staten får den informasjonen nødvendig for å forvalte ressursene godt. Demokrati sprer også makt, noe som Boyce (2002) sier at reduserer eliters mulighet til å flytte kostnader over på andre, mens Roeland og de Soysa (2022) på den andre siden viser hvordan dette heller kan redusere bærekraft. Achen og Bartels (2017) problematiserer videre hvorvidt demokrati produserer gode avgjørelser, noe de finner at det gjerne ikke gjør, mens Bowler & Donovan (1998) og Lupia & Matsuka (2004) finner det motsatte. Avslutningsvis viser Cole (2002) og Stroup og Goodman (1992) at demokrati kan lede til at valgte forvaltere har et insentiv til benytte ressurser kortsiktig for å holde på makten.

Med dette som utgangspunkt formulerte jeg to hypoteser:

***H1: Mer privat eierskap vil føre med seg mer utarming av naturressurser som andel av BNI***

***H2: Mer demokrati vil føre med seg mindre utarming av naturressurser som andel av BNI***

For å svare på dette basert jeg den empiriske analysen på data hentet fra Verdensbanken og V-Dem. Fra Verdensbanken benytter vi deres mål på naturressursutarming som andel av BNI som avhengig variabel, samt en rekke kontrollvariabler, mens fra V-Dem er det hentet en indikator på hvor stor andel av økonomien som er under privat versus statlig eie, samt fire indikatorer på demokrati.

Oppgavens viktigste funn er at jo mer privat eierskap en økonomi har, målt som andel av økonomien relativt til statlig eierskap, jo mer avhengig er økonomien av naturressursutarming som andel av BNI. Dette indikerer altså da at jo mer statlig eierskap en har så vil det motsatte være tilfelle, noe som peker mot at det statlige eiendomsregimet er mer skånsomt mot miljøet og dermed leder til mer bærekraftig naturressursforvaltning. Man kan med dette konkludere med at våre funn tilsier at H1 stemmer. Videre finner vi at demokrati gjerne ikke produserte statistisk signifikante resultater, og når resultatene var statistisk signifikante så var de sprikende. Det er dermed vanskelig å konkludere noe sikkert om H2, og da om hvordan demokrati, i alle fall alene, påvirker naturressursforvaltningen. Derimot, fant vi at demokrati i samspill med økonomisk eierskap hadde statistisk signifikante virkninger, hvor vi fant at demokrati reduserte den negative effekten privat eierskap hadde på utarming, og forsterket den positive effekten statlig eierskap hadde. Dette indikerer dermed at det er strukturer ved økonomien selv som har noe si for naturressursutarming, og at demokrati kan påvirke disse strukturene.

Med dette som utgangspunkt kan man endelig forsøke å svare på vårt forskningsspørsmål. Basert på teori og vår empiri finner vi at det statlige eiendomsregimet tilsynelatende er mer bærekraftig sammenlignet med det private eiendomsregimet, ettersom dette leder til redusert naturressursutarming. Samtidig har vi betrakter demokrati og funnet at dette har en statistisk signifikant virkning på eiendomsregimene, hvor demokrati styrker den positive effekten statlig eierskap har for bærekraft etter vårt mål. Som diskusjonen vår belyste er det derimot grunn til å være noe forsiktig rundt våre konklusjoner, ettersom utarmingsmålet kan være noe tvetydig. Resultatene tyder likevel på at mellommenneskelige institusjoner har en reell og viktig effekt når det kommer til bærekraftig naturressursforvaltning. Hvilke mellommenneskelige institusjoner vil velger å benytte oss av bør følgende reflektere dette. For som vi har sett så menneskelig kultur i dag i klinsj med naturen, men slik må det ikke nødvendigvis være. Som vist, så står ikke menneskelig kultur stille. Institusjonene som regulerer vår adferd har endret seg før, og vil endre seg i fremtiden. Spørsmålet er da hvilken endring vi har lyst til å se, og dermed gjøre som Page; nemlig spørre: «what sort of society do we want to become?» (Page, 1997, s. 591).

## 6.2 Videre forskning

Som nevnt i diskusjonskapittelet, så er det flere ved våre funn og metode som det kan være verdt å se videre på.

Det første, og kanskje viktigste, som burde innlemmes i fremtidige studier er analysen av naturressurser der de faktisk brukes og ikke bare hentes ut. Om det er slik som Jorgenson & Clark (2009) og Cole et al (2014) finner at rikere land tenderer til å flytte miljøfiendtlig- og ekstraktiv industri på fattigere land så kan ikke dette være å regne som økologisk bærekraftig utvikling selv om dette ser bra ut for de rike landenes miljøregnskap. Det å dermed analysere naturressursbruk, og ikke bare naturressursuthenting, vil dermed være svært interessant. En analyse av ressursbruk kunne for eksempel være analyser av eksternaliteter som klimagassutslipp etc. Derimot, så vil en ren analyse av eksternaliteter ikke fange opp «eksport» av utslipp, så en kombinasjon av å se på eksternaliteter og ren ressursbruk hadde kanskje vært å foretrekke.

Videre er det en rekke empiriske funn ved vår oppgave som hadde vært interessant å se videre på. En av disse er forskjellen mellom OECD-land og ikke-OECD-land i tabell 12, hvor vi finner at samspillet mellom eierskap og demokrati bare er signifikant i OECD-land. Hvorfor dette er tilfellet er, i alle fall ikke for meg, så veldig intuitivt å forklare, og er dermed et fenomen som hadde vært interessant å undersøke videre.

Til slutt, så har denne oppgaven vist noe av den kvantitative metodens svakheter. Med dette menes at det hadde vært interessant å bedre forstå mekanismene som forklarer våre resultater. Som brukt som eksempel i diskusjonen så er det vanskelig å si noe om hva som faktisk forklarer funnet vårt, om det er karakteristikk positivt med statlig eierskap eller om det er karakteristikk negativt med privat eierskap, eller om det er begge deler, og nøyaktig hvilke karakteristikk som er gjeldende. Ytterligere kvalitativ forskning er dermed nødvendig. Dette er gjelder kanskje særlig forskning på det statlige eiendomsregimet som synes å være et langt mindre populært tema å skrive om sammenlignet med det private- og fellesregimet, i alle fall av Ostrom dem som har fulgt i hennes spor.



## 7. Kilder:

- Achen, C. H. & Bartels, L. M. (2017). *Democracy for Realists*. Princeton University Press.
- Anderson, T. L. & Leal, D. R. (1991). *Free Market Environmentalism*. Westview Press.
- Andi, S. (2022). *How People Access News about Climate Change*.  
<https://www.digitalnewsreport.org/survey/2020/how-people-access-news-about-climate-change/>
- Agrawal, A. & Ostrom, E. (2001). Collective Action, Property Rights and Decentralization in Resource Use in India and Nepal. *Politics & Society*, 29(4), 485-514  
<https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/0032329201029004002>
- Altvater, E. (2014). Økonomisk vekst, globalisering, antropocen (O. Fagerlid, overs).  
*Vardøger*, 35(15), 59-74
- Arrow, K., Bolin, B., Contanza, R., Dasgupta, P., Folke, C., Holling, C. S., Jansson, B., Levin, S., Mäler, K., Perrings, C. & Pimentel, D. (1995). Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Ecological Economics*, 15, 91-95
- Bajo, C. & Roelants, B. (2011). *Capital and the Debt Trap - Learning from Cooperatives in the Global Crisis*. Palgrave Macmillan
- Banik, Dan (2022). Democracy and Sustainable Development. *Anthropocene Science*,  
<https://doi.org/10.1007/s44177-022-00019-z>
- Benjaminsen, T. A. & Svarstad, H. (2017). *Politisk økologi: Miljø, mennesker og makt* (2. Utg.). Universitetsforlaget.
- Berkes, F. (1996). Social Systems, Ecological Systems, and Property Rights. I Hanna, S, Folke, C. & Mäler, K (Red.), *Rights to Nature*. Island Press.
- Boyce, J. K. (2002). *The Political Economy of the Environment*. Edward Elgar Publishing Limited.
- Boyce, J. K., Narain, S. & Stanton, E. A. (2007). *Reclaiming Nature – Environmental Justice and Ecological Restoration*. Anthem Press
- Bowler, S. & Donovan, T. (1998). *Demanding Choices: Opinion, Voting, and Direct Democracy*. The University of Michigan Press
- Chancel, L., Piketty, T., Saez, E. & Zucman, G. *World Inequality Report*. World Inequality Lab. [https://wir2022.wid.world/www-site/uploads/2022/01/Summary\\_WorldInequalityReport2022\\_English.pdf](https://wir2022.wid.world/www-site/uploads/2022/01/Summary_WorldInequalityReport2022_English.pdf)
- Carver, T. N. (1924). *The Economy of Human Energy*. The Macmillian Company.
- Cole, D. H. (2002). *Pollution and Property: Comparing Ownership Institutions for Environmental Protection*. Cambridge University Press

- Cole, M. A., Elliot, R. J. R. & Okubo, T. (2014). International Environmental Outsourcing. *Rev World Econ*, 150, 639-664. DOI 10.1007/s10290-014-0193-6
- Coppedge, M., Lindberg, S., Skaaning, S. & Teorell, J. (2016). Measuring high level democratic principles using the V-Dem data. *International Political Science Review*, 37(5), 580-593
- Coppedge, M., Gerring, J., Knutsen, C. H., Lindberg, S., Teorell, J., Marquardt, K. L., Medzihorsky, J., Pemstein, D., Alizada, N., Gastaldi, L., Hindle, G., Pernes, J., von Römer, J., Tzelgov, E., Wang, Y., & Wilson, S. (2021a). V-Dem Methodology v11.1. Varieties of Democracy (V-Dem) Project <https://www.v-dem.net/static/website/img/refs/methodologyv111.pdf>
- Coppedge, M., Gerring, J., Knutsen, C. H., Lindberg, S., Teorell, J., Altman, D., Bernhard, M., Cornell, A., Fish, M. S., Gastaldi, L., Gjerløw, H., Glynn, A., Hicken, A., Lührmann, A., Maerz, S. F., Marquardt, K. L., McMann, K., Mechkova, V., Paxton, P., Pemstein, D., von Römer, J., Seim, B., Sigman, R., Skaaning, S., Staton, J., Sundtröm, A., Tzelgov, E., Uberti, L., Wang, Y., Wig, T., & Ziblatt, D. (2021b). V-Dem Codebook v11.1. Varieties of Democracy (V-Dem) Project
- Costanza, R. & Folke, C. (1996). The Structure and Function of Ecological Systems. I Hanna, S, Folke, C. & Mäler, K (Red.), *Rights to Nature*. Island Press
- Crutzen, P. J. (2002). Geology of mankind. *Nature*, 415, 23. <https://www.nature.com/articles/415023a.pdf>
- Ebenstein, W. og Ebestein, A. O. (1990). *Great Political Thinkers: Plato to the Present* (5. Utgave). Holt, Reinhart and Winston, Inc.
- Eggertsson, T. (1996). The Economics of Control. I Hanna, S, Folke, C. & Mäler, K (Red.), *Rights to Nature*. Island Press.
- Faber, M. & Manstetten, R. (2010). *Philosophical Basis of Ecology and Economy*. Routledge.
- Finnegan, J. J. (2022). Institutions, Climate Change, and the Foundations of Long-Term Policymaking. *Comparative Political Studies*, 55(7), 1189-1235, DOI: 10.1177/00104140211047416
- Fitzpatrick, P., Sinclair, A. J. & Mitchell, B. (2008). Environmental Impact Assessment Under the Mackenzie Valley Resource Management Act: Deliberative Democracy in Canada's North? *Environmental Management*, 42, 1–18
- Foster, J. B. (2002). *Ecology Against Capitalism*. Monthly Review Press
- Fusfeld, D. R. (1972). *The Age of the Economist*. Scott, Foresman and Company.
- Galik, C. S. & Jagger, P. (2015). Bundles, Duties, and Rights: A Revised Framework for Analysis of Natural Resource Property Rights Regimes. *Land Economics*, 91(1), 76-90. <https://www.jstor.org/stable/24243793>

- Ganti, A. (2022). *Real Gross Domestic Product (Real GDP)*.  
<https://www.investopedia.com/terms/r/realgdp.asp>
- Georgescu-Roegen, N. (1975). Energy and Economic Myths. *Southern Economic Journal*, 41(3), 347-381
- Geslier, C. (2000). Property Pluralism. I C. Geisler & G. Daneker. (Red.), *Property and Values: Alternatives to Public And Private Ownership*. Island Press.
- Gibson, C.C., Lehoucq, F. E., & Williams, J. T. (2002). Does Privatization Protect Natural Resources? Property Rights and Forests in Guatemala. *Social Science Quarterly*, 83(1), 206-225 <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/1540-6237.00079>
- Gilmour, P. W., Day, R. W. & Dwyer, P. D. (2012). Using Private Rights to Manage Natural Resources: Is Stewardship Linked to Ownership? *Ecology and Society*, 17(3).
- Grafton, R. Q., Arnason, R., Bjørndal, T., Campbell, D., Campbell, H. F., Clark, C. W., Connor, R., Dupont, D. P., Hanneson, R., Hilborn, R., Kirkley, J. E., Kompas, T., Lane, D. E., Munro, G. R., Pascoe, S., Squires, D., Stainshamn, S. I., Turriss, B. R. & Weininger, Q. (2006). Incentive-based approaches to sustainable fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 63, 699-710, doi:10.1139/F05-247
- Hanley, N., McGregor, P. G., Swales, J. K. & Turner, K. (2008). Do increases in energy efficiency improve environmental quality and sustainability? *Ecological Economics*, 68, 692-709, doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.06.004
- Hanna, S, Folke, C. & Mäler, K. (1996). Property Rights and the Natural Environment. I Hanna, S, Folke, C. & Mäler, K (Red.), *Rights to Nature*. Island Press
- Hanna, S. & Jentoft, S. (1996). Human Use of the Natural Environment. I Hanna, S, Folke, C. & Mäler, K (Red.), *Rights to Nature*. Island Press.
- Henderson, G. (2009). Marxist Political Economy and the Environment. I N. Castree, D. Demeritt, D. Liverman & B. Rhoads (Red.), *A Companion to Environmental Geography*. Blackwell Publishing Ltd.
- Hepburn, S. (2017). Public Resource Ownership and Community Engagement in a Modern Energy Landscape. *Pace Environmental Law Review*, 34(2), 379-422  
<https://digitalcommons.pace.edu/pelr/vol34/iss2/4/>
- Hoechle, D. (2007). Robust Standard Errors for Panel Regressions with Cross-Sectional Dependence. *Stata Journal*. DOI: 10.1177/1536867X0700700301
- Ingebrigtsen, S. & Jacobsen, O. (2004). *Økonomi, natur og kultur*. Abstrakt Forlag.
- Jenkins, J., Nordhaus, T. & Shellenberger, M. (2011). *Energy Emergence. Rebound & Backfire as Emergent Phenomena*. Breakthrough Insititute. [https://s3.us-east-2.amazonaws.com/uploads.thebreakthrough.org/legacy/blog/Energy\\_Emergence.pdf](https://s3.us-east-2.amazonaws.com/uploads.thebreakthrough.org/legacy/blog/Energy_Emergence.pdf)

- Jorgenson, A. & Clark, B. (2009). Ecologically unequal exchange in comparative perspective: a brief introduction. *International Journal of Comparative Sociology*, 50(3–4), 211–214, DOI: 10.1177/0020715209105139
- Jiajun Xian, D. Y. (2018). The Correlations Among World Development Indicators. I Xu, Yang og Cao (red.) *4th Information Technology and Mechatronics Engineering Conference (ITOEC)*, Chongqing, Kina. IEEE
- Jones, S. & Carswell, G. (2007). Introduction – Section IIC: Property and Institutions and Community-based Management. I Jones, S. & Carswell, G. (Red), *Environment, Development & Rural Livelihoods*. Earthscan.
- Khazzom, J. D. (1980). Economic Implications of Mandated Efficiency in Standards for Household Appliances. *The Energy Journal*, 1(4), 21-40
- Le Quéré, C., Korsbakken, J. I., Wilson, C., Tosun, J., Andrew, R., Andres, R. J., Canadell, J. G., Jordan, A., Peters, G. P. & Van Vuuren, D. P. (2019). Drivers of declining CO2 emissions in 18 developed economies. *Nature Climate Change*, 9, 213-217, <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0419-7>
- Lupia, A. & Matsuyaka, J. G. (2004). Direct Democracy: New Approaches to Old Questions. *Annu. Rev. Polit. Sci.*, 7, 463-482, doi: 10.1146/annurev.polisci.7.012003.104730
- Maunder, M. N. (2008). Maximum Sustainable Yield. I Jørgensen, S. E. & Fath, B. D. (Red.), *Encyclopedia of Ecology*. Academic Press
- Mayhew, R. (1993). Aristotle on Property. *The Review of Metaphysics*, 46(4), 803-831. [https://www.researchgate.net/publication/236904191\\_Aristotle\\_on\\_property](https://www.researchgate.net/publication/236904191_Aristotle_on_property)
- McCay, B. J. (1996). Common and Private Concerns. I Hanna, S, Folke, C. & Mäler, K (Red.), *Rights to Nature*. Island Press..
- McKean, M. A. (1996). Common-property Regimes as a Solution to Problems. I Hanna, S, Folke, C. & Mäler, K (Red.), *Rights to Nature*. Island Press.
- Mehmetoglu, M. og Jakobsen, T. G. (2017). *Applied Statistics Using Stata. A Guide for the Social Sciences*. London, Sage.
- Moses, J. W. & Knutsen, T. L. (2019). *Ways of Knowing: Competing Methodologies in Social and Political Research* (3. Utg.). Red Globe Press
- National Center for Charitable Statistics (2020). *The Nonprofit Sector in Brief 2019*. <https://nccs.urban.org/publication/nonprofit-sector-brief-2019#the-nonprofit-sector-in-brief-2019>
- Noss, R. F. & Cooperrider, A. Y. (1992). *Saving Nature's Legacy: Protecting and Restoring Biodiversity*. Island Press
- OECD (2020). *OECD Business and Finance Outlook 2020: Sustainable and Resilient Finance*. OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/eb61fd29-en>

- Ojanen, M., Zhou, W., Miller, D. C., Nieto, S. H., Mshale, B. & Petrokofsky, G. (2017). What are the Environmental Impacts of Property Rights Regimes in Forests, Fisheries and Rangelands? *Environmental Evidence*, 6(12), <https://doi.org/10.1186/s13750-017-0090-2>
- Ostrom, E. & Cole, D. (2010). The Variety of Property Systems and Rights in Natural Resources. I Cole, D. & Ostrom, E. (Red.), *Property in Land and Other Resources*. Lincoln Institute of Land Policy
- Ostrom, E. & Schlager, E. (1996). The Formation of Property Rights. I Hanna, S, Folke, C. & Mäler, K (Red.), *Rights to Nature*. Island Press.
- Pemstein, D., Marquardt, K. L., Tzelgov, E., Wang, Y., Medzihorsky, J., Krusell, J., Miri, F. & von Römer, J. (2018), The V-Dem Measurement Model: Latent Variable Analysis for Cross-National and Cross-Temporal Expert-Coded Data. *V-Dem Working Paper Series 2018*. <https://ssrn.com/abstract=3395892>
- Piketty, T. (2020). *Capital and Ideology*. The Belknap Press of Harvard University Press.
- Pope, J., Annandale, D. & Morrison-Saunders, A. (2004). Conceptualising sustainability assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 24, 595-616.
- Reinert, E. (2008). *How Rich Countries Got Rich ... And Why Poor Countries Stay Poor*. Constable
- Ribot, J. C. (2004). *Waiting for Democracy: The Politics of Choice in Natural Resource Decentralization*. World Resources Institute. [http://pdf.wri.org/wait\\_for\\_democracy.pdf](http://pdf.wri.org/wait_for_democracy.pdf)
- Ringdal, K. (2017). *Enhet og Mangfold* (3. utd., ) Fagbokforlaget
- Rockstrom, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Huges, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Söriln, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, ... & Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, (461), 472-475
- Roeland, A. & de Soysa, I. (2021). Does Egalitarian Democracy Boost Environmental Sustainability? An Empirical Test, 1970-2017. *Journal of Sustainable Development*, 14(2), 163-178, doi:10.5539/jsd.v14n2p163
- Rosa, E. A., Machlis, G. E. & Keating, K. M. (1988). Energy and Society. *Annual Review of Sociology*, 14, 149-72. <https://doi.org/10.1146/annurev.so.14.080188.001053>
- Sagoff, M. (1974). On Preserving the Natural Environment. *The Yale Law Journal*, 84(2), 205-267, <http://www.jstor.org/stable/795401>
- Santarius, T. (2012). *Green Growth Unraveled. How Rebound Effects Baffle Sustainability Targets When the Economy Keeps Growing*. Heinrich Boell Foundation. [https://www.boell.de/sites/default/files/WEB\\_121022\\_The\\_Rebound\\_Effect-Green\\_Growth\\_Unraveled\\_TSantarius\\_V101.pdf](https://www.boell.de/sites/default/files/WEB_121022_The_Rebound_Effect-Green_Growth_Unraveled_TSantarius_V101.pdf)

- Schlager, E. & Ostrom, E. (1992). Property-Rights Regimes and Natural Resources: A Conceptual Analysis. *Land Economics*, 68(3), <https://doi.org/10.2307/3146375>
- Schleifer, A. (1998). State Versus Private Ownership. *Natural Bureau of Economic Research Working Paper* (6665).  
[https://www.nber.org/system/files/working\\_papers/w6665/w6665.pdf](https://www.nber.org/system/files/working_papers/w6665/w6665.pdf)
- Sieferle, R. P. (2001). *The Subterranean Forest: Energy Systems and the Industrial Revolution* (M. P. Osman, overs). The White Horse Press. (Opprinnelig utgitt 1982)
- Sieferle, R. P. (2015). Energisystemet – Et grunnbegrep i miljøhistorien (L. Mjøset, overs). *Vardøger*, 35(15), 9-26 (opprinnelig utgitt 1990).
- Sikor, T., He, J. & Lestrelin, G. (2017). Property Rights Regimes and Natural Resources: A Conceptual Analysis Revisited. *World Development*, 93, 337-349,  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2016.12.032>
- Skarstein, R. (2009). *Økonomi på en annen måte* (2. Utg). Abstrakt forlag.
- Skarstein, R. (2014). Frå grøn til fossil kapitalisme – og attande? *Vardøger*, 35(15), 27-58
- Skog, OJ. (2017). *Å forklare sosiale fenomener* (2. utg.). Gyldendal Akademisk.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., de Vries, W., de Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B. & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223). DOI: 10.1126/science.1259855
- Stilwell, F. (2012). *Political Economy: The Contest of Economic Ideas* (3. Utg.). Oxford University Press.
- Stroup, R. L. & Goodman, S. L. (1992). Property rights, environmental resources, and the future. *Harvard Journal of Law & Public Policy*, 15(2), 427.  
<https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=9612134073&site=ehost-live>
- Tribe, L. (1974). Ways Not To Think About Plastic Trees: New Foundations for Environmental Law. *The Yale Law Journal*, 83(7), 1315-1348, :  
<https://www.jstor.org/stable/795326>
- Tuckness, A. (2020). Locke's Political Philosophy. I E. N. Zalta (Red.), *The Stanford Encyclopedia of Philosophy* (Vinter 2020 utg.). Stanford University.  
<https://plato.stanford.edu/archives/win2020/entries/locke-political>
- United Nations (2021). WS.6 Accounting for the Economic Ownership and Depletion of Natural Resources. *17th Meeting of the Advisory Expert Group on National Accounts, 15, 16 and 19 November 2021, Remote Meeting*.  
[https://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/aeg/2021/M17/M17\\_11\\_4\\_WS6\\_Ownership\\_Depletion\\_Natural\\_Resources.pdf](https://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/aeg/2021/M17/M17_11_4_WS6_Ownership_Depletion_Natural_Resources.pdf)



- United Nations., European Commission., International Monetary Fund., Organisation for Economic Co-operation and Development., & World Bank. (2009). *System of national accounts 2008*. New York
- USAID (2006). *The Role of Property Rights in Natural Resource Management, Good Governance and Empowerment of the Rural Poor*. [https://www.land-links.org/wp-content/uploads/2016/09/USAID Land Tenure Property Rights and NRM Report.pdf](https://www.land-links.org/wp-content/uploads/2016/09/USAID_Land_Tenure_Property_Rights_and_NRM_Report.pdf)
- US Geological Survey (1980). Principles of a Resource/Reserve Classification For Minerals. *Geological Survey Circular, 831*, <https://pubs.usgs.gov/circ/1980/0831/report.pdf>
- Van Alstine, J. D. & Neumayer, E. (2010). The Environmental Kuznets Curve. I Gallagher, K. P. (Red.), *Handbook on trade and the environment*. Edward Elgar
- Vatn, A. (2001). Environmental Resources, Property Regimes, and Efficiency. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 19, 665-680.
- V-Dem Institute (2021). Do Democracies Perform Better Combatting Climate Change? *Policy Brief, 31*, [https://www.v-dem.net/media/publications/pb\\_31.pdf](https://www.v-dem.net/media/publications/pb_31.pdf)
- White, L. A. (1943). Energy and the Evolution of Culture. *American Anthropologist*, 45(3), 335-356. <https://www.jstor.org/stable/663173>
- World Bank (u.å). *How does the World Bank classify countries?* <https://datahelpdesk.worldbank.org/knowledgebase/articles/378834-how-does-the-world-bank-classify-countries>
- World Bank (2011). *The Changing Wealth of Nations Measuring Sustainable Development in the New Millennium*. DOI: 10.1596/978-0-8213-8488-6
- World Bank (2014). *World Development Indicators 2014*. doi:10.1596/978-1-4648-0163-1
- World Bank (2022). *Sources and Methods*. <https://datatopics.worldbank.org/world-development-indicators/sources-and-methods.html>

