

Underveisrapport 2025 for Delprosjekt 3 og 4

KS FoU prosjekt: Areal og naturregnskap i kommunal planlegging 2024-2026

Erik Stange og Vegar Bakkestuen

Lillehammer, januar, 2026

UPUBLISERT

TILGJENGELIGHET

Åpen [begrensninger i tilgjengelighet angis]

ANSVARLIG FORSKNINGSSJEF

Kristin Evensen Mathiasen

OPPDRAAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

KS

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Halvard Lægreid

Innhold

1	Delprosjekt 3: Arealbruksintensitets indeks (ABI)	3
1.1	Bakgrunn	3
1.2	Status for videreutvikling av ABI modell	3
1.3	Betraktninger om ABI	4
1.4	Videreutvikling av ABI med AI og Satellittdata	9
2	Delprosjekt 4: Generell beskrivelse av arbeidet	11
3	INCA Tools	12
3.1	Om verktøyet	12
3.2	Modellene som skal brukes i KS prosjektet	13
3.2.1	Økosystemenes utbredelse	Error! Bookmark not defined.
3.2.2	Global klimaregulering	Error! Bookmark not defined.
3.2.3	Forsyning av tømmer	Error! Bookmark not defined.
3.2.4	Flomdemping	Error! Bookmark not defined.
3.2.5	Økosystemtjenestene i INCA-verktøy som <i>ikke</i> tas med i dette arbeidet.	14
3.3	INCA-verktøyet versus ARIES	Error! Bookmark not defined.
3.4	Spesifikasjon av leveransen for oppgaven	15
4	Sammenligning av modeller for karbonlageret i jord	Error! Bookmark not defined.
5	Modellering av konnektivitet i landskapet	16
6	Framdriftsplan	18
7	Referanser	20

1 Delprosjekt 3: Arealbruksintensitets indeks (ABI)

1.1 Bakgrunn

ABI-kartene modellerer en grad av påvirkning på natur ved bruk av data om konstruksjoner (bygninger, høyspentlinjer, vei, bane, tekniske anlegg) og arealdekke (industriområder, flyplass, idrettsanlegg osv.). Indeksen bygger på detaljerte kartdata fra Kartverket og andre offentlige kilder og gir en romlig eksplisitt fremstilling av infrastrukturens tetthet og arealbruksintensitet, der påvirkningsgrad beregnes i flytende vinduer med 500 m radius. Når modellen vises som kart, bruker vi en fargegradient fra grønt til grått, der grått viser arealer med høyest antatt grad av naturpåvirkning. Dette har gjort det mulig å identifisere inngrepsfrie områder, vurdere grad av landskapsfragmentering og forstå hvordan menneskelig aktivitet påvirker økosystemer.

Erfaringen så langt i delprosjekt H6/H7 er at disse kartene kommuniserer godt i politiske verksteder. Deltakere i KS-prosjektet mener at kartene gir en intuitiv og god oversikt over hvor i kommunen det er gjenværende sammenhengende, urørte naturområder, og oversikt over påvirkning av naturområder. Gradienten som framkommer i kartet tydeliggjør at dette er et kunnskapsgrunnlag uten planfaglige eller forvaltningsmessige vurderinger/avveininger. Denne typen «objektivt» kunnskapsgrunnlag har vi erfart blir tatt godt imot av de folkevalgte innledningsvis i planprosessene som prosjektet har fulgt.

1.2 Status for videreutvikling av ABI modell

Den nyeste versjonen av ABI har blitt brukt til å lage kart for 2012 og 2023, i tillegg til en beregning av endringen som hadde skjedd mellom 2012 og 2023. Ligningen som vi bruker for å beregne ABI-indeksen bygger på antall ruter som inneholder diverse elementer, noe som betyr at indeksens variasjonsbredde endres når man bruker en annen oppløsning. Rutenettet som vi brukte i tidligere versjoner av ABI (100 m-ruter) har 81 celler som ligger enten helt eller delvis i en sirkel med 500 m radius. Nye ABI kart med en høyere oppløsning bruker et 25 m-rutenett. Med denne høyere oppløsning får man langt flere celler (1296 celler) som enten ligger helt eller delvis i en sirkel med samme størrelse. Størrelsen på området som brukes (en sirkel med en 500 meters radius) blir ikke endret når man endrer den romlige oppløsningen. Dette er fordi ABI tar utgangspunktet i en antagelse om at naturen som ligger i en gitt rute potensielt kan påvirkes av all arealbruk innen en halv kilometers avstand. ABI beregnet for en 100 m-oppløsning har færre, større ruter inne i analyseområdet, og gir en maks ABI-verdi på 13,1. Mens maksverdier for ABI beregnet for en 25 meters oppløsning er 25,02. Derfor har vi normalisert de nyere versjonene av ABI-kartlagene, slik at minimum ABI = 0 og maksimum = 1. Som før er lave ABI verdier et mål på natur som er lite påvirket av arealbruk og høye verdier et mål på høy grad av påvirkning.

I det nyeste kartene for endringer i ABI har vi valgt å kun vise piksler hvor ABI > 0. Dette er fordi vi finner mange tilfeller hvor pikslens ABI > 0 (dvs. en nedgang i ABI verdier fra 2012 til 2023, som skulle tilsi en nedgang av naturpåvirkning) ikke stemte med beviset man kan hente fra flybilder. Det er litt vanskelig å være helt sikker på hva som er årsaken til at slike endringer dukker opp noen steder og andre ikke. En hypotese er at tidligere brukte kommuner ulike kartprosjeksjoner på sine egne kartdata da prosjektsone ga bedre presisjon ved innmåling av nøyaktige posisjoner i felt (for eksempel Lambert projeksjon og ikke UTM). Det kan være forskyvning i eldre datasett fordi disse forskjellige projeksjonene ikke er konvertert til en ny projeksjon på en helt nøyaktig måte. En annen forklaring kan være at ulike kartobjekter tidligere lå i ulike databaser (GAB osv) og de er ikke integrert på samme måte i historiske N50 kartdata som de er nå i dag.

Uansett er det vår vurdering at ABI-endringskart har langt større treffsikkerhet for verdier > 0. Denne konklusjonen stemmer også med tilbakemeldingene som vi har fått fra kommunene som

har kommet med sine tilbakemeldinger. Derfor har vi valgt å lage endringskartet som kun viser områder som har fått større naturpåvirkning (en økning i ABI-verdier) i som følge av utbygging som har skjedd på ett eller annet tidspunkt mellom 2012 og 2023.

ABI-versjonene som vi lagde i de to første årene av prosjektet brukte en beregning som kun inkluderer to av de tre kategoriene av arealbruk med antatt påvirkning på naturen: såkalte bygde elementer og arealdekkende elementer. Vi har dessverre ikke hatt mulighet i 2025 til å legge til andre elementer som hører til en tredje kategori for annen menneskelig påvirkning. ABI kart som lages i 2026 skal inneholde denne tredje kategorien som skal danne en mer komplett fremstilling av hvordan de forskjellige belastningene fra arealbruk kan antas å påvirke arealenes økologiske tilstand. Denne nyere versjonen av ABI skal inneholde de følgende variablene:

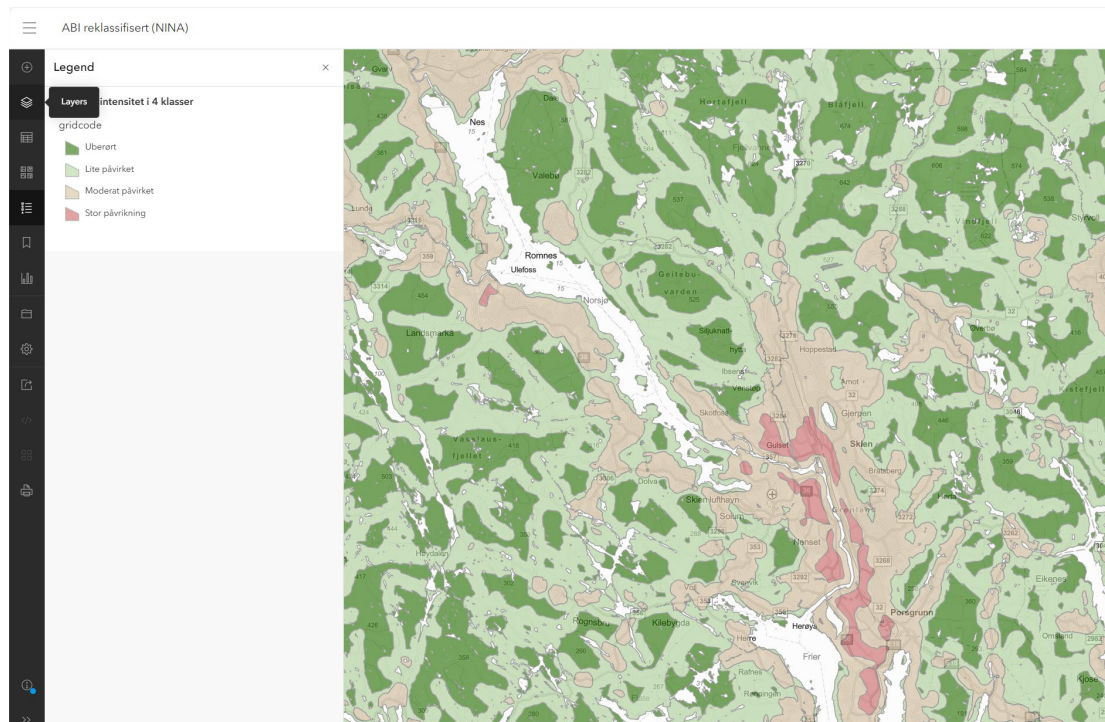
1. Turstier og traktorveier: Disse elementene skal vektes mindre enn arealdekkende elementer.
2. Regulerte vassdrag: En modul for å beregne naturpåvirkning i vannarealer er ferdig utviklet, men ikke lagt til ABI kart som vi har delt med kommunene i dette prosjektet. Modellen bruker en lignende tilnærming som den terrestriske ABI, og bruker en kompatibel 25 m-oppløsning. Variablene som modellen bruker inkluderer vannføring i elvene, reguleringshøyde i magasiner, og beliggenhet av inntakspunkter.
3. Jordbruksarealer: Her skal vi bruke Felleskartbase (FKB) – N50 for å lage et rasterkartlag med 25 m-oppløsning for arealer som er kartlagt som dyrkamark. Disse arealene skal få samme vektning som turstier og traktorveier nevnt over.
4. Skogsflater: Vi har lastet ned kartlag laget med LandTrendr-modellen som viser hogst-overflater tilbake til 1985. Her skal vi skille mellom nyere hogstflater og eldre hogstflater, slik at hogstflater som er mindre enn 20 år gamle skal vektes likt med de elementene nevnt over, mens hogstflater som er over 20 år gamle får mindre vektning.

1.3 Noen betraktninger om ABI og dens bruk i naturregnskap

I månedene siden vi offentliggjorde de nyeste ABI-kartutkastene har vi hatt mange nyttige diskusjoner i prosjektgruppa. Disse diskusjonene har dreid seg om tre temaer:

1. Behovet for å inkludere flere elementer
2. Eksempler der ABI kart virker å ha lav treffsikkerhet, eller manglende overenstemmelse med historiske ortofoto.
3. Hvordan ABI kart skal behandles og brukes i eventuelle nettvisninger og analyseverktøy for naturregnskap.

Flere fylkeskommunale regnskap har tatt i bruk ABI-kartene for å teste forskjellige tilnærminger for bruk av ABI-dataene i regnskap underveis i prosjektet. For at ABI-dataene skal kunne anvendes i et regnskap, må man kvantifisere påvirkningsgraden. En måte å gjøre dette på er å dele ABI-gradienten i et antall klasser. Asplan Viak lagde et forslag for en klasseinndeling som kunne vises i en ArcGIS-basert nettkartviser (Figur 1). Dette gir kart med klare grenser, men disse klare grensene er trukket på grunnlag av et datasett med kontinuerlige verdier langs en gradient. Å konvertere kontinuerlige variabler til diskrete variabler kan gjerne presenteres som en nyttig, eller til og med nødvendig, forenkling. Men det innebærer også at dataene ofte tilføres et skjønn når grensene for de ulike klassene blir definert. Nyansene i datasettet kan forsvinne, og det kan være vanskelig å definere tydelig *hvorfor* en grense mellom to kategorier skal gå.



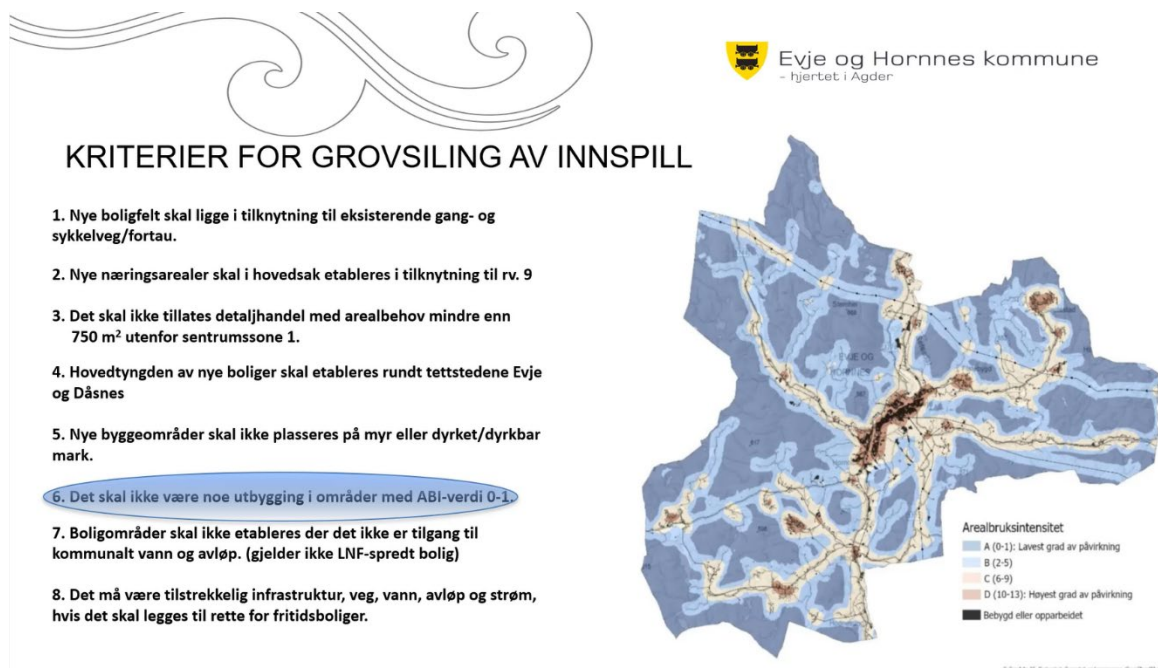
Figur 1. Skjerm bilde av kartviser som Asplan Viak har utviklet for å vise forslag til klasseinndeling av ABI-verdier: <https://asplanviak.maps.arcgis.com/apps/mapviewer/index.html?wkbmap=02558bb2817e4b9697f81eae03f0a8a4>

Det finnes imidlertid eksempler på hvordan en trinndeling av verdier langs ABI-gradienten kunne gjøres basert på etterprøvbare kriterier og dermed unngå en oppfatning av at det er kun basert på skjønn. I den første rapporten som presenterer det vi nå kaller ABI (Erikstad et al. 2013) finnes det definisjoner som er basert på kvantifiserbare verdier for en inndeling som består av seks kategorier. Her brukes det ikke bare ABI-verdiene alene, men det tas også hensyn til størrelsen på en kategorisert polygon.

Tabell 1. Trinndeling av landskapsgradienten «Omfang av infrastruktur» (OI), fra «Landskapstyppekartlegging som verktøy til overvåking av arealbruksendringer», Erikstad et al. (2013). «lfl» er en forkortelse for «infrastrukturindeksen», det tidligere navnet for ABI. lfl-verdiene som nevnes i tabellen viser en gradient hvor maksverdien er 13.

Trinn	Definisjon
1 uten bebyggelse	uten eller bare med svært spredt forekomst av bygninger og/eller konstruert fastmark; innenfor en buffersone på 500 m fra den potensielle landskapsområdets grense forekommer ikke piksler med lfl > 1,8
2 lav	med lav konsentrasjon av bygninger og/eller enkeltforekomster av konstruert fastmark (tilfredsstiller ikke kriteriene for OI trinn 1); største lineære utstrekning av sammenhengende område med lfl > 6 i arealenheten < 500 m
3 middels	konsentrasjoner av bygninger og eventuelt; største lineære utstrekning av sammenhengende område med lfl > 6 i arealenheten > 500 m, men kriteriene for trinn 3 eller 4 er ikke oppfylt. Større områder dominert av konstruert fastmark kan settes i trinn 3 selv om indekset ikke er oppfylt.
4 relativt høy (tettsted og svært tettbygd hyttefelt)	tettbygd område som ikke er stort nok til å få bypreg; største lineære utstrekning av sammenhengende område med lfl > 12 i arealenheten 0,5–1,5 km
5 høy (by)	bypreget område som ikke er stort nok til å få storbypreg; største lineære utstrekning av sammenhengende område med lfl > 12 i arealenheten > 1,5 km
6 svært høy (storby)	bypreget område med sammenhengende område med lfl > 12 i arealenheten > 10 km ²

Erfaringer fra Evje og Hornnes sitt politiske verksted viser også at selv en noenlunde tilfeldig inndeling av ABI i fire kategorier kan fortsatt gi en tydelig og udiskutabel fremstilling av den geografiske variasjonen i påvirkningsgraden, slik at en kategorisert ABI kunne gi grunnlag for å knytte føringer for planarbeidet til planprogrammet for KPA. Her var det vedtatt at store sammenhengende naturområder ikke skulle bygges ut, og en kategori bestående av de laveste ABI-verdier (0 – 1 på en skala av 0 – 13) lett kunne fremstille slike områder.



Figur 2. Lysbilde tatt fra en presentasjon fra Evje og Hornnes om sitt bruk av ABI i politiske verksted.

Kartet fra Evje og Hornnes i Figur 2 viser også en annen fargegradient enn det NINA har brukt i sine versjoner av ABI-kart: en blå-til-brun gradient som Agder fylkeskommune hadde funnet på selv. Gjennom intervjuene med folkevalgte i Evje og Hornnes har det kommet fram at kartene der ulike blåfarger er brukt på de minst påvirkede områdene ble vanskelig for enkelte å orientere seg i fordi de blåfargede arealene kunne bli oppfattet som vannveier. Den opprinnelige fargebruk for ABI-skalaen var oppfattet som mer intuitiv og lettere å forstå, og derfor er anbefalingen at en fargegradient der grønt representerer de minst påvirkede arealene og grått de mest påvirkede er den som bør benyttes videre.

I «Notat 6.6.25 KS FoU Areal- og naturregnskap i kommunal planlegging» finner vi noen betraktninger og anbefalinger for bruk av ABI i naturregnskap, basert på diskusjoner som har foregått i prosjektgruppa. Her står det:

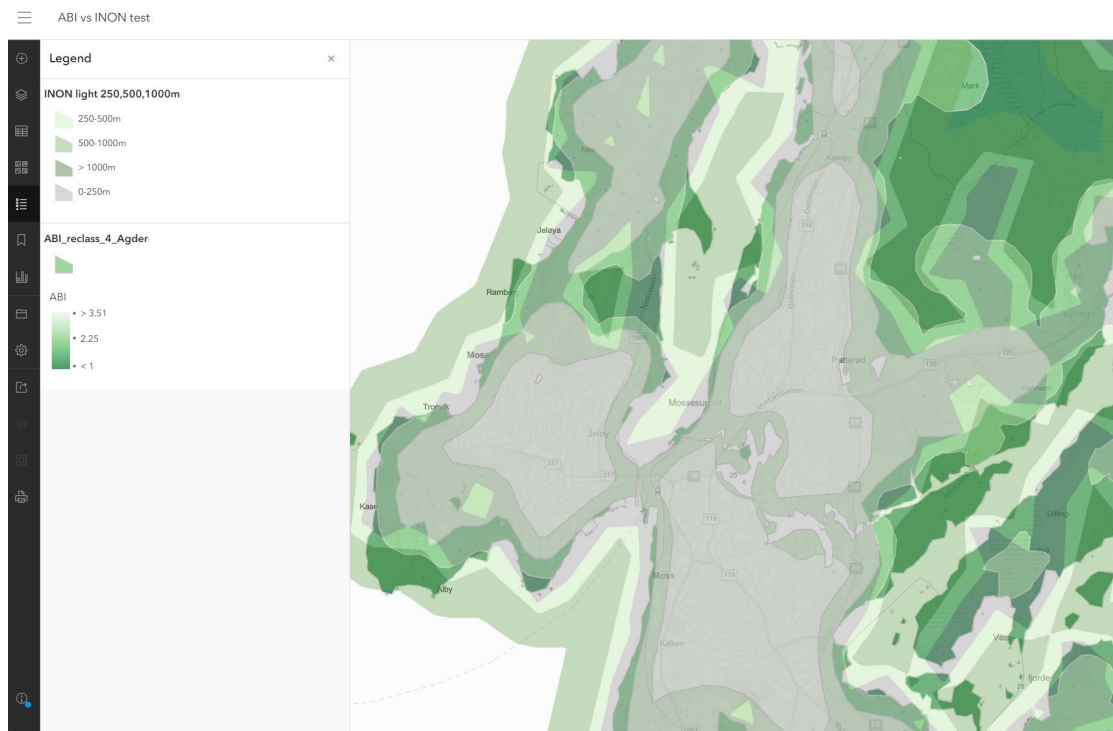
Kunnskapsgrunnlaget om natur må beskrive komplekse sammenhenger som for mange naturtema ikke kan defineres med entydige grenser. For påvirkning av natur fra utbyggingstiltak, gir gradienter ikke uttrykk for mer kunnskap enn det datasettet faktisk viser. I en arealplan skal tydelige grenser derimot trekkes. Dette gjøres på bakgrunn av et bredt kunnskapsgrunnlag, som for natur omfatter mye mer enn ABI-kartet. Grensene trekkes etter avveining av ulike hensyn og samfunnsbehov.

ABI-kartet er et kunnskapsgrunnlag om påvirkningsgrad av natur langs en gradient. Når ABI-kartet inndeles i klasser med tydelige grenser eller gjennomsnittlig ABI-verdi regnes ut for et polygon, endres kunnskapsgrunnlaget for å passe inn i et regnskap og beveger seg fra et

«objektivt» kunnskapsgrunnlag til å bli et plangrep, noe det ikke har grunnlag for å være. Grensene som trekkes oppfattes som objektive og klare – tilstrekkelig avklart til å brukes som en føring for hvor utbygging ikke skal skje. Dersom en kommune skal fastsette og avgrense sammenhengene naturområder, må flere hensyn vurderes, herunder topografi, landskap og andre miljøhensyn. Disse strekene må være helhetlig begrunnet, noe ikke grenser fastsatt bare ut fra ABI er. Denne bruken av dataene kan gi grobunn for mindre konstruktive diskusjoner om hvorfor grensene mellom klassene er satt akkurat der de er satt.

INON-kartet viser arealer med en viss avstand til tyngre tekniske inngrep (>5 km og 1-5 km). Akershus, Østfold og Buskerud fylkeskommuner har utarbeidet INON «light» som viser områder >1km, >500m og >250m fra tyngre tekniske inngrep. Kart over INON gir tydelige grenser, men dette kartet er, i motsetning til ABI kartene, utviklet og basert på klare grenser – nemlig avstand fra tyngre tekniske inngrep. INON er et enklere datasett uten vekting av ulike inngrep, og gir et dårlig grunnlag for planlegging, men kan tas inn i et regnskap uten å måtte «manipuleres». Styrken med INON i et regnskap er at den har faste etterprøvbare grenser og kan brukes direkte i regnskapet på en forståelig måte.

ABI-kartene er etter vår vurdering godt egnet som kunnskapsgrunnlag for arbeidet med kommuneplanens arealdel. Vi ser derimot utfordringer, som påpekt over, ved å tilpasse disse dataene til å passe inn i et regnskap og er usikre på verdien dette vil tilføre planleggingen. For å supplere regnskapet med data om sammenheng og fragmentering, bør det vurderes om INON-light er mer egnet til dette formålet.



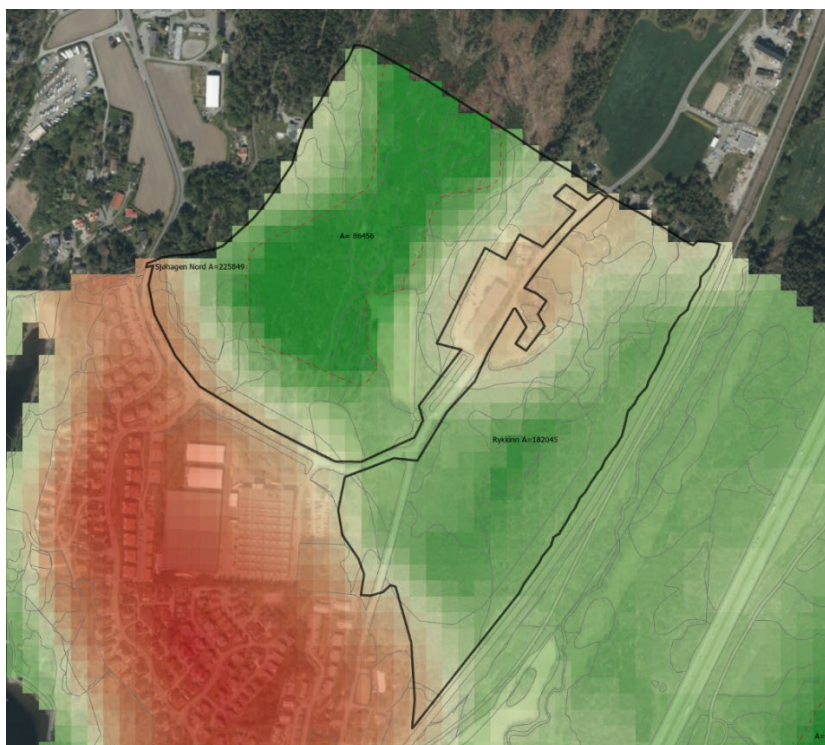
Figur 3. Skjerm bilde fra kartviseren som sammenligner INON «light» med ABI.

Robert Sørli i Asplan Viak lagde en kartviser for å sammenligne INON «light» med både en kategorisert ABI og ABI med kontinuerlige verdier: [ABI vs INON test](#) (Figur 3). Her finner man ganske betydelige avvik mellom ABI og INON «light», uten at sammenstillingen foreslår noen umiddelbart åpenbare løsninger for hvordan man skal tolke eller håndtere forskjellene i kartlagene. Det er ikke gjort noen analyser ennå som skal kunne belyse hvordan ABI og INON «light»

kan kombineres i et naturregnskap, eller om en kategorisert ABI er tilstrekkelig for å erstatte INON «light». Det er også verdt å nevne at INON «light» sine «faste og etterprøvbare grenser» på noen måter er like arbitrære som eventuelle grenser man skulle sette for å skille mellom to kategorier for en trinndelt ABI. Det er ikke opplagt hvilket grunnlag skal brukes for å bestemme hvilken av de forskjellige avstandene i INON-type kart skal gjelde for å definere sammenhengende og urørte naturområder. Ved å begrunne en trinndeling for ABI som er gjort i Tabell 1, og gjerne med utgangspunkt i en analyse av hvordan ABI-verdiene fordeles langs en gradient fra 0 til maksimalverdien, kan man lage et kartlag basert på ABI-gradienten som gir klare grenser og en mer korrekt framstilling av antatt naturpåvirkning enn man kan få fra INON som kun tar høyde for avstand fra visse typer infrastruktur.

Det finnes dessuten flere måter å ta ABI-verdier inn i et regnskap på uten behov for at dataene måtte «manipuleres» gjennom inndeling i kategorier. Ved å beholde de kontinuerlige variablene for samtlige piksler i et gitt analyseområde, har man flere måter å beregne et kvantitativt mål for påvirkningsgrad på. Mange arealer er allerede definert uten hensyn til ABI-kategorier, INON «Light» eller noe mål for naturpåvirkning. For eksempel kunne disse være administrative grenser, som fylke- og kommunegrenser, eller eiendomsarealer. Man kan beregne deskriptive statistikk (maks, min, gjennomsnitt, modalverdi eller 90-prosentil) for en arealfigur (Figur 4). Denne tilnærmingen brukes på vann for limnisk NiN-kartlegging. Likedan kan man beregne ABI for kommunen som helhet, og kvantifisere endringen i disse verdiene over et visst tidsintervall.

ABI-verdier skal også kunne brukes i kombinasjon med kart over faktiske arealtyper (dvs. regnskapet av økosystemenes utbredelser) for å gi et estimat for økologisk tilstand som kan i sin tur ha betydning for tilførsel/ytelse av en rekke forskjellige økosystemtjenester. Man kan også kjøre analyser som gir innsikt i hva slags effekt arealbruken har hatt over et visst tidsintervall for den overordnede tilstanden i et avgrenset analyseområde (f.eks. innenfor en kommune), enten som en helhet eller fordelt på forskjellige naturtyper/økosystemer.



Figur 4. Omrissene av noen arealer som Asplan Viak utreder for utbygging i Moss kommune. Her er ABI fremstilt med en gradient som går fra grønn til rød.

1.4 Videreutvikling av ABI med AI og Satellittdata

Versjonen av ABI som har blitt delt med prosjektets pilotkommuner har hatt åpenbare begrensninger, spesielt knyttet til oppdateringsfrekvens og manglende dekning av visse typer inngrep. Kartdata fra offentlige kilder oppdateres med ulike mellomrom, noe som kan føre til etterslep i analysene, særlig i områder hvor utviklingen skjer raskt. For eksempel kan nye veier, byggefelt eller andre inngrep ta flere år før de er fullt ut representert i tilgjengelige kartdatabaser. I tillegg fanger ikke dagens infrastrukturindeks opp mer subtile endringer i landskapet, som hogstflater, slitasje i natur, dreneringssystemer eller anleggsarbeid langs vassdrag.

For å forbedre dette foreslår vi at ABI-indeksen kan videreutvikles ved hjelp av satellittdata som er bearbeidet ved bruk av kunstig intelligens (AI). Satellittdata har den store fordel at de kan gi hyppige oppdateringer over store områder, uavhengig av administrative forsinkelser i kartdataene. Ved å analysere satellittbilder kan vi dermed oppdage endringer i landskapet på et langt tidligere tidspunkt enn det som er mulig med tradisjonelle metoder.

Automatisering av kartoppdateringer med AI

Ved å bruke AI-drevne bildegjenkjenningmetoder kan vi automatisere prosessen med å oppdage og klassifisere nye inngrep. Tidligere forskning har vist at AI kan brukes til å gjenkjenne nedbygde arealer med høy presisjon, blant annet ved å trene modeller på store datasett med kjente landformtyper. I dette prosjektet kan vi videreføre denne tilnærmingen ved å utvikle modeller som ikke bare identifiserer nedbygde arealer, men også skiller mellom ulike typer påvirkning. Dette kan for eksempel inkludere:

- **Nye veier og byggeområder:** Ved å analysere endringer i bakkestruktur, refleksjonsegenskaper og mønstre i terrenget kan AI-modeller oppdage ny infrastruktur raskt.
- **Hogstflater og skogpåvirkning:** Satellittbilder i infrarøde spektralbånd kan effektivt brukes til å skille mellom skog og hogstflater. Dette gir en langt mer oppdatert forståelse av hvordan skogbruk påvirker arealbruken.
- **Slitasje på sårbare naturområder:** Høyoppløselige satellittbilder kan identifisere områder med erosjon og slitasje, for eksempel populære turstier, villcampingområder eller utsatte setervoller.
- **Dreneringer og terrengendringer langs vassdrag:** Endringer i fuktighet og vegetasjonsmønstre kan indikere nye dreneringer eller inngrep i våtmarksområder, noe som i dag ofte ikke fanges opp i offentlige databaser.

Fremtidige muligheter

Videreutviklingen av ABI med satellittdata og AI åpner for flere nye muligheter. På sikt kan vi innlemme sanntidsdata fra fjernmåling og sensorer, noe som vil gjøre det mulig å overvåke endringer i nær sagt sanntid. Vi kan til og med bruke maskinlæringsmodeller til å forutsi hvor nye inngrep sannsynligvis vil skje, basert på historiske mønstre og eksisterende arealplaner. Denne videreutviklingen vil gjøre ABI til et enda mer kraftfullt verktøy for både forskning og praktisk forvaltning, samtidig som den vil bidra til bedre beslutningsgrunnlag for bærekraftig arealbruk og naturbevaring.

Synergier med pågående prosjekter

I 2025 fikk NINA og Geodata AS oppdrag fra Miljødirektoratet om å utvikle en indeks for forstyrrelser i norske fjellområder. Indeksen skal ta utgangspunkt i ABI, med noen tilleggselementer som er tilpasset målet om å indikere hvor barmarksskader og ferdsel kan føre til påvirkning på naturen i tillegg til påvirkningen fra arealbruk beregnet i en vanlig ABI. Her skal Geodata anvende en videreutviklet AI-modell som identifiserer hvor hjulspor og stislitasje kan avdekkes i ortofoto

tatt i forbindelse med programmet for omløpsfotografering. Datagrunnlaget som brukes her er ortofotoene tatt fra fly og har en 25 cm oppløsning. I tillegg til dette skal NINA bruke data fra Strava treningsapp for å kartlegge den romlige fordelingen av ferdselsintensitet/volum i fjellområder. Kartlagene fra barmarksskader og ferdselsvolum skal deretter kombineres med ABI i ett samlet kartlag, og dette kartlaget skal utprøves som et kunnskapsgrunnlag for forvaltningen av fjellområder og som et mål for økologisk tilstand for bruk i naturregnskap på forskjellige nivåer.

NINA har allerede mottatt midler fra Direktoratet for romvirksomhet for å videreutvikle modeller for kartlegging av nedbygde arealer basert på satellittdata og AI. Dette arbeidet bygger videre på metodene som ble brukt i prosjektet som mottok Forskningsrådets innovasjonspris (Norge i Rødt Hvit og Grått), hvor vi utviklet en AI-basert tilnærming for å identifisere menneskelig påvirkning på landskapet.

Den foreslåtte videreutviklingen av ABI representerer en naturlig og strategisk forlengelse av konseptet. Ved å innlemme infrastrukturdata med AI-baserte analyser av satellittbilder, kan vi etablere en mer omfattende, fleksibel og oppdatert modell for overvåking av arealbruk. Dette vil ikke bare styrke mulighetene for bærekraftig arealforvaltning i Norge, men også gi verdifulle metoder og verktøy som kan brukes i internasjonale overvåkingsprogrammer og naturregnskap.

I første omgang skal vi kunne demonstrere potensialet for bruk av satellittdata i ABI ved å benytte et nyere datasett, utviklet av NINA, som bruker data fra Sentinel-2 for å kvantifisere utbygging med årlige tidsintervaller: [Built-up expansion over Norway 2017-2024](#). Vi forventer å kunne gjøre denne demonstrasjonen i forbindelse med arbeidet beskrevet tidligere i [Kapittel 1.2](#). Dette vil sannsynligvis kunne gjennomføres med prosjektmidlene som er tildelt NINA i det opprinnelige budsjettet.

For det mer omfattende utviklingsarbeidet vi beskriver i dette delkapitlet har vi foreslått en fleksibel kostnadsstruktur som gjør det mulig å prioritere oppgaver ut fra tilgjengelige ressurser. Basiskostnaden for utvikling av en AI-drevet oppdateringsmetodikk basert på satellittdata og integrasjon i ABI estimeres til **ca. 400 000–500 000 NOK**. Dette inkluderer utvikling av algoritmer for deteksjon av endringer i infrastruktur, hogstflater og slitasje på naturområder (~250 000 NOK), testing og validering mot eksisterende kartdata (~100 000 NOK), samt etablering av et grensesnitt for automatisk oppdatering av indeksen (~100 000 NOK). Eventuelle utvidelser, som sanntidsanalyse eller prediktiv modellering, kan vurderes innenfor en trinnvis utviklingsplan basert på tilgjengelig finansiering.

2 Delprosjekt 4: Regnskap for økosystemtjenester

FNs standard for naturregnskap «System for Environmental Economic Accounting - Ecosystem Accounting» (SEEA-EA; United Nations 2024) inneholder retningslinjer for regnskap som kvantifiserer leveringsevne i biofysiske enheter¹ for et voksende av økosystemtjenester. Noen land (f.eks. Nederland, Italia og Storbritannia) har brukt noen av disse metodene i pilotstudier for å teste modellenes bruk ved forskjellige administrative nivåer. Dette arbeidet har hovedsakelig dreidd seg om modellering av økosystemtjenester på nasjonalt eller regionalt nivå (Capriolo et al. 2020, Hein et al. 2020, Remme et al. 2015). Det vil si at modellene bruker en romlig oppløsning som trolig er altfor grov for kommunal planlegging (1 km ruter; Evans et al. 2024). Det gjenstår derfor mye arbeid for lav å utforske hvordan standardisert metodikk eventuelt kan imøtekomme lokale kunnskapsbehov – og gjerne med en romlig oppløsning som er egnet for å fungere i Norge som beslutningsgrunnlag på kommunalt eller fylkeskommunalt nivå.

Som beskrevet tidligere i prosjektplanen skal aktivitetene i dette delprosjektet bestå av:

- Å bidra til harmonisering og optimalisering av verktøy som allerede er utviklet og tilgjengelige, slik at de er bedre tilpasset for kommunal planlegging norske kommuner.
- Å hente innspill fra deltakende representanter fra case-kommuner og fylkeskommuner i delprosjekt 6/7 for å avdekke brukerbehov for økosystemtjenester i kommunal planlegging og bygge på disse erfaringene.
- Å samkjøre arbeidet med Miljødirektoratets pågående arbeid med økosystemtjenesteregnskap

Hovedmål for dette delprosjektet er å teste og eventuelt tilpasse økosystemtjenesteregnskap for *minst tre* økosystemtjenester med høy forvaltningsrelevans. Videre er det en forutsetning at modellene skal beregne leveranse av økosystemtjenestene med biofysiske enheter, og ikke økonomisk verdisetting. For den første økosystemtjeneste skulle vi bruke modeller utviklet for rapportering av økosystemtjenester på nasjonalt nivå (INCA verktøy) for å utforske hvorvidt disse standardiserte modellene er compatible med kunnskapsbehovene for kommunalplanlegging. Etter en gjennomgang av INCA Tools økosystemtjeneste-modeller som europeiske land skal bruke i rapporter in av nasjonale naturregnskap, vurderte vi at det kun var én modell som var egnet for vurdering av prosjektets pilotkommuner: flomkontroll.

For den andre økosystemtjeneste skal vi benytte resultater fra NFR-prosjektet GreenPlan for å utforske hvordan kunnskap om biomangfoldets behov for konnektivitet i landskapet (dvs. de økologiske forbindelsene mellom leveområder med høy kvalitet for visse arter eller artsgrupper) kan brukes som grunnlag for mer bærekraftig arealplanlegging. GreenPlan modeller er artsspesifikke fordi de identifiserer beliggenhet av leveområdene som er egnet for å imøtekomme behovene for en viss art eller artsgruppe, samt hvordan disse artene skal kunne bevege seg mellom leveområder. Artene som presenteres for kommunene i dette prosjekter (elg and ville biearter) kan forbindes med en rekke økosystemtjenester. Dermed kan GreenPlan modeller brukes i flere sammenhenger innen naturregnskap: de kan brukes som et mål for både økologisk tilstand og for økosystemtjenester.

Modeller for klimaregulering (dvs. jordkarbonlagring, sammen med opptak/utslipp) var tidligere diskutert som den tredje tjenesten for dette delprosjektet. Men prosjektets styringsgruppe

¹ Biofysiske enheter i et regnskap for økosystemtjenester defineres som mengde i forhold til volum eller vekt av en viss tjeneste som leveres gjennom økologiske prosesser over en gitt arealstørrelse i et gitt tidsintervall. For eksempel kubikk tømmer produsert per ha per år, eller tonn karbon lagret per ha per år. For *noen* (men ikke alle) økosystemtjenester kan s monetære verdier beregnes basert på biofysiske enheter (f.eks. markedsverdien av pollinerende insektenes bidrag til matproduksjon). Monetær verdsetting er imidlertid ikke fokuset av dette arbeidet.

konkluderte mot slutten av 2025 at det kunne skape forvirring hvis prosjektet promoterte flere modeller for modellering av karbondynamikk når Nibio skulle lansere sin kartbaserte [Kalkulator for klimaeffekt av arealbruk](#) i januar 2026. Det er fortsatt usikkert hvilken økosystemtjeneste skal stå i fokus for den tredje oppgaven, og vi etter muligheter med andre økosystemtjenester som har en relevans for kommunene som deltar i KS-prosjektet.

2.1 INCA Tools

2.1.1 Generelt om INCA verktøyet

(noe av denne teksten er gjengitt fra 2024 årsrapport)

INCA (Integrated Natural Capital Accounting) Tool (INCA-verktøyet) er et åpent kildekode verktøy utviklet av VITO Remote Sensing (Belgia)² i samarbeid med Eurostat og EU-Kommisjonens Joint Research Centre (JRC). Verktøyet er utviklet for å kunne generere økosystemtjenesteregnskap på en systematisk måte og brukes på regionalt, nasjonalt eller kontinentalt nivå i Europa. Verktøyet er integrert som en QGIS-plugin og gjør det mulig å produsere standardiserte økosystemregnskap i tråd med FNs SEEA EA-standard (United Nations 2024) og EU-forordning 691/2011(European Union 2011).

Modellene i INCA-verktøyene er basert på modellene som opprinnelig var utviklet av JRC og videreutviklet for å være i samsvar med den foreslåtte EU-lovgivningen om økosystemregnskap. INCA-verktøyet inneholder ulike økosystemtjenestemodeller for terrestriske økosystemer og ferskvannsokosystemer, samt støtte for å gjøre standard geobearbeiding på en statistisk kompatibel måte med Account Ready Data (AccoRD) Hub³.

INCA-verktøyet tilbyr et sett med ni romlig eksplisitte modeller som bruker geospasiale kart og statistiske tabeller som inndata. I 2025 inkluderer INCA-verktøyet modellene for økosystemtjenester med tømmer- og matproduksjon, pollinering, global klimaregulering, lokal klimaregulering, jorderosjonskontroll, luftfiltrering, flomkontroll og naturbasert turisme. INCA-verktøyet produserer europeiske standardiserte regnskapstabeller og kart i biofysiske enheter (f.eks. tonn karbonbinding) som er tilordnet økosystemtypologien som brukes for europeiske kontinentet (dvs. EUs nivå 1 økosystemtypeinndelingen).

Som nevnt over er modellene i INCA-verktøyet utviklet for kartlegging av økosystemtjenester og beregning av statistikk over større geografiske områder (dvs. fra regionalt til kontinentalt nivå). Men det er et ønske blant de som jobber med utvikling av naturregnskap i Norge at metodologiske tilnærminger som brukes i lovpålagte rapportering til Eurostat også skal være compatible med metoder som skal kunne dekke kunnskapsbehovet på et mer lokalt (dvs. kommunalt) nivå. Som det står i Økosystemregnskap for Norge: Utredning av konsepter (Miljødirektoratet 2022) «*Basert på gjennomgangen av de ulike konseptene anbefaler Miljødirektoratet at det overordnede ambisjonsnivået for videre satsing bør være å utvikle økosystemregnskaper som kan understøtte forvaltning av natur helt ned på lokal skala. Dette betyr at vi bør sikte mot å utvikle regnskaper som er i samsvar med FNs standard (konsept 3).*»

NINA forskere har, på oppdrag fra EU, gjort en evaluering av INCA-verktøyet for norske forhold (Immerzeel & Korkou 2024). Rapporten som beskriver dette arbeidet skal fungere som en referanse for statistikere som bruker INCA-verktøy for å lage naturregnskap i Norge. Konklusjon fra deres vurdering var:

² [Homepage | VITO Remote Sensing](#)

³ [European Space Agency AccoRD Hub.pdf](#)

«at INCA-Tool har potensial til å støtte opprettelsen av økosystemtjenesteregnskap, spesielt på grunn av dets kompatibilitet med europeiske standarder for naturregnskap, brukervennlighet gjennom en QGIS-plugin og tilgang til forhåndsdefinerte inndata, samt potensialet for videreutvikling. Imidlertid er verktøyets potensial for øyeblikket begrenset, hovedsakelig på grunn av mangel på inndata for Norge, den relativt lave nøyaktigheten til noen av modellene, og tekniske utfordringer knyttet til bruken av modellen. Dette betyr også at for ethvert annet formål enn å oppfylle minimumskravene til rapportering, må resultatene fra INCA-verktøyet vurderes kritisk. Videre utvikling av verktøyet, kombinert med bedre generering av inndata, kan muligens avhjelpe disse utfordringene.»

KS-prosjektets H4 skal kunne bidra som en utvidelse av dette arbeidet med å se enda nærmere på noen av modellene i INCA-verktøyet som deltakere fra prosjektets pilotkommuner anser som relevante. Gjennom KS-prosjektet skal vi kunne hente kunnskap spesifikt knyttet til INCA-verktøy om:

1. hvordan teknisk bruk av modellene fungerer
2. hvordan modellenes resultater oppfattes som både nøyaktige og nyttige blant de som jobber med arealplanlegging på kommunalt og fylkeskommunalt nivå.
3. om noen alternative datakilder skal kunne brukes som ville forbedre modellenes resultater.

Utover det skal arbeidet kunne gi innsikt på en mer generell basis til hvordan diverse modeller av økosystemtjenester som skal inngå i fremtidige naturregnskap skal formidles, og hvordan beslutningstakere skal kunne finne størst utbytte av å forholde seg til slik naturkunnskap i kommunal planlegging.

2.1.2 INCA Tools modell for flomkontroll

Tidligere forsøk med utprøving av INCA Tools modulen for flomkontroll hadde ikke lyktes på grunn av problemer med skriptene i INCA-verktøyet sin QGIS «plugin», eller tilleggsapplikasjon (Immerzeel & Korkou 2024). I 2025 har NINA forskere jobbet sammen med forskere fra SSB på å anvende den samme tilnærmingen som brukes i INCA Tools QGIS plugin, og omgjøre disse algoritmene til skripter til bruk i en annen plattform. Flomkontroll-modellen kan nå kjøres med algoritmene *dplyr* og *terra* i data- og kartanalyseprogramvaren *R*. Ved bruk av *R* som plattform har vi nå muligheten til å lage de følgende produktene:

1. Geotiff (rasterkartlagsfil) som kan brukes i GIS applikasjoner for analyse og sammenligning med andre kartdata
2. pdf kart som kan brukes i diskusjoner som de politiske verkstedene arrangert av Asplan Viak,
3. Tabeller med tall som kvantifiserer den overordnede forsyningen av tjenesten.

Flomkontroll i INCA-verktøyet er basert på en modell utviklet av Den europeiske kommisjonens Joint Research Center (JRD) og beskrevet i Vallecillo et al. (2019). Det er viktig å merke seg at målet med modellen er å identifisere bidraget fra ulike økosystemer til flomkontroll (dvs. redusert flomrisiko), og kvantifisere hvordan dette bidraget kan endre seg over tid. Prosessen er ikke utformet for å gi nøyaktige prognoser for det romlige mønsteret for flomrisiko og flomrisikoreduksjon med en høy romlig oppløsning. Det er heller ikke en dynamisk hydrologisk modell, men snarere en regnskapsøvelse. Derfor bør de resulterende kartene og tabellene tolkes med forsiktighet og med tanke på modellens begrensninger.

Modellen beregner først et estimat for økosystemenes potensielle retensjon av overvann. Dette beregnes ved hjelp av kartdata om arealenes jordsmonn, høyde over havet, helning, tetthet av ugjennomtrengelig overflater, tilstedeværelse av vegetasjon langs vannkanter og

økosystemtype. Modellen kartlegger altså hvilke arealer (delt opp i 100m piksler) tilfører «potential runoff retention». Arealer som har retensjonspotensiale som er større enn en terskelverdi som er spesifikk for en gitt arealtype defineres som arealer til tilfører flomkontroll. Denne modellen identifiserer tre kategorier av arealer som har potensielt kan bidra til flomkontroll, og kategoriserer dem som enten arealer med kunstige overflater, jordbruksarealer eller naturarealer, og hver kategori har sin egen terskelverdi for retensjonspotensialet.

Modellen kan deretter beregne etterspørselen for flomkontroll ved å ta hensyn til både de økonomiske verdiene som er bygget på flomsletter og antall mennesker som bor på flomslettene. Verdien av tjenesten kvantifiseres som antall jordbruks- og bebygde areal som drar nytte av flomdemping, samt antall mennesker som drar nytte av flomdemping.

Rapportering av nasjonale naturregnskap skal bruke den fulle modellen som kvantifiserer, blant annet, hvor mye av behovet å beskytte økonomiske verdier eller befolkningen som bor i flomutsatte arealer dekkes av arealer med tilstrekkelig retensjonspotensiale. Modellen bruker ikke i data om hvilken infrastruktur eventuelt kan være på plass for å håndtere store overvannsmengder, og kriteriene man velger for å definere flomutsatte områder kan oppfattes som en subjektiv vurdering. Vi mener derfor at disse resultatene fra modellen er bedre egnet for bruk i rapportering for en nasjonal skala, og er mindre egnet til planlegging på kommunalt nivå. Vi har valgt å fokusere på modellens resultater som kvantifiserer hvilke arealer tilfører flomkontroll (dvs. den *potensielle* tjenesten). Kommuner skal kunne se hvor arealene som potensielt bidrar til flomkontroll ligger, og hva den totale størrelsen av disse arealene er nå. Når flere årsversjoner for det nasjonale grunnkartet for arealanalyse blir tilgjengelige, skal man kunne kvantifisere hvordan en kommunes naturlige kapasitet for flomkontroll endrer seg over tid. Ved å legge til kartdata som viser hvordan reguleringsplaner kan føre til eventuelle endringer i arealdekke kan man også kunne utforske hvordan alternativer for framtidig arealbruk kan påvirke kommunens totale kapasitet til å begrense flom.

2.1.3 Økosystemtjenestene i INCA-verktøy som *ikke* tas med i dette arbeidet.

Som skrevet tidligere Økosystemtjenestenes oppfattet relevans for kommunene er klart ett viktig kriterium som vi har brukt for å velge hvilke eksempler vi skal fokusere på i denne oppgaven av delprosjekt 4. Men det er også andre grunner knyttet til dataenes kvalitet og tilgjengelighet som har påvirket valget av hvilke modellen fra INCA-verktøyet benyttes i dette arbeidet.

Lokal klimaregulering

Lokal klimaregulering i INCA-verktøyet er definert som bidraget fra urban grønn infrastruktur til reduksjon av lufttemperaturen på varme dager ($> 25^{\circ}\text{C}$) i urbane områder. Det er flere problemer med bruk av denne modellen i KS-prosjektet. Hovedsakelig er det ingen tettsteder i de deltakende kommunene som oppfyller kravene for å bli definert som et urbant område ifølge INCA-verktøyet. Det er også uoverensstemmelse mellom den romlige oppløsningen av modellen (100 m) og skalaen der hvor denne tjenesten faktisk opereres, som er mye mindre (5-10 m), som sår tvil på betydningen av

Pollinering

INCA verktøyetets pollineringsmodell estimerer bidraget fra ville pollinerende insekter til avlingsproduksjonen, rapportert i tonn pollinatoravhengige avlinger som kan tilskrives ville pollinatorer. Modellen gjør dette ved å koble data om blomsterattraktivitet og habitategnethet til økosystemtypene i utbredelseskartet, og ved å koble data om pollinatoravhengighet til avlingsproduksjonskartet (hentet fra modellen for avlingsforsyning). Det er dessverre ingen kart over den romlige fordelingen av avlingstyper som er avhengige av pollinatorer. Dessuten ligger mange av kommunene i prosjekt i områder der dyrking av pollinatoravhengige avlinger er uaktuelt på grunn av lokale vekstforhold. Immerzeel and Korkou (2024) vurderte nøyaktigheten av denne tjenesten lav på nasjonalt nivå, og det ville ikke være bedre på lokale nivå.

Matproduksjon

Modellen for matproduksjon beregner økosystemenes bidrag til plantevekst i form av mengden av høstede avlinger til ulike bruksområder. Dette omfatter mat- og fiberproduksjon, fôr og energi, og beitet biomasse. Dataene for denne tjenesten er allerede en del av den offisielle EUROSTAT-statistikken og er tilgjengelig for alle rapporteringsår. Men datatilgjengeligheten for den romlige fordelingen er hovedproblemet for avlingstilførselsmodellen i INCA-verktøyet på et nasjonalt nivå, og det blir ikke bedre på et lokalt nivå. Det finnes ingen enkel løsning på dette, fordi det sannsynligvis vil kreve utvikling av nye, nøyaktige datainnsamlingsmetoder for avlingstyper og avlinger på nasjonalt nivå.

Erosjonskontroll

Modellen for denne tjenesten beregner mengden jord som holdes tilbake sammenlignet med den maksimale erosjonen som kan oppstå uten jorddekkets beskyttende effekt. Modellen er basert på RUSLE ligning, og for hver av variablene er det behov for romlige data. Dette ble generert som INCA-verktøyets standarddata på europeisk nivå med oppløsninger fra 100 til 500 meter. De fleste av datasettene var imidlertid ikke tilgjengelige for Norge, siden de kun ble generert for EU-27-landene.

Luftfiltrering

Denne tjenesten er definert som økosystemenes bidrag til filtrering av luftbårne forurensninger gjennom avsetning, opptak, binding og lagring av forurensninger i økosystemkomponenter (særlig trær). Immerzeel and Korkou (2024) vurderte at INCA-Tools modelleringsoppløsning ikke kan fange opp småskaladynamikken til denne tjenesten på en nøyaktig måte. Videre er det grunn til å være skeptisk mot den konvensjonelle oppfatningen om at en økning vegetasjon fører til mindre luftforurensning, noe som for det meste var basert på eksperimentelle og modelleringsstudier som ikke nødvendigvis kan generaliseres over større romlige skalaer. I en fersk publisasjon av Venter et al. (2024) ble det imidlertid brukt en analyse av tidsserier av fjernmålingsdata tidsserier av fjernmålingsdata for å estimere korrelasjoner mellom vegetasjonsdekke og luftforurensning i urbane områder, og fant en svak og svært variabel korrelasjon på lokal skala, men på by-skala fant de en liten negativ korrelasjon på by-skala.

Naturbasert turisme

Denne tjenesten er definert som «økosystemenes bidrag, særlig gjennom økosystemenes biofysiske egenskaper og kvaliteter, som gjør det mulig for mennesker å bruke og nyte miljøet gjennom direkte, fysisk og opplevelsesmessig interaksjon med miljøet på stedet.» Disse bidragene skal rapporteres i antall overnattinger på hoteller, vandrerhjem, campingplasser osv. som kan tilskrives besøk i økosystemer. Det er bred skepsis blant de som jobber med friluftsliv at denne tilnærmingen ville ha relevans i en norsk sammenheng.

2.2 Spesifikasjon av leveransen for oppgaven

Resultater fra modellen for flomkontroll består av digitale kart og regnskapstabeller for hver av de åtte deltakende kommunene. Kart skal gjøres tilgjengelig som både en pdf i A3-størrelse og som en fil for et rasterkartlag (geotiff), slik at kartene kan brukes som innspill til diskusjoner og som grunnlag til analyse i delprosjekt 6 og 7. Om tilbakemeldinger fra kommunene og prosjektgruppa finner på datakilder som kan brukes for å gi bedre resultater skal det brukes til å lage alternativer som kan vurderes mot standard INCA-verktøy kartproduktene. Resultatene av denne oppgaven skal publiseres som en del av en NINA rapport, sammen en StoryMaps nettbasert brukerveiledning som presenterer både hvordan modellen er strukturert, og kommer med anbefalinger for bruk av modellens resultater.

Nøkkelpersoner for denne oppgaven: Bart Immerzeel, Magnus Merkel (SSB), og Erik Stange

3 Modellering av konnektivitet i landskapet

En nåværende begrensning i de fleste modellene som brukes til kartlegging og analyse av økosystemtjenester er at de hverken ta høyde for variasjon i arealenes økologiske tilstand eller den romlige konteksten av denne variasjon. I den andre oppgaven for dette delprosjektet foreslår vi å bruke modeller fra det pågående forskningsrådsprosjektet GreenPlan. GreenPlan er et samarbeidsprosjekt, ledet av NINA og Miljødirektoratet, med mål om å utvikle et rammeverk og verktøy for beslutningsstøtte for bærekraftig arealplanlegging. Prosjektet skal resultere i en nasjonal kartdatabase som kan brukes i arbeid med arealplanlegging. GreenPlan er også i gang med utvikling av verktøy for arealprioriteringer som viser hvor vern eller restaurerings tiltak vil ha størst positive effekter, og verktøy som kjøre scenarioanalyser som viser effekter av arealbruk og klimaendringer på konnektivitet i landskapet.

Modellene som utvikles i GreenPlan bygges på en rekke forskjellige datakilder. Men inndata for GreenPlan modeller ofte inkluderer de som brukes i Arealbruksintensitetsindeksen (ABI) for å estimere hvordan bygninger, arealdekkende infrastruktur samt arealbruk påvirker både leveområdenes kvalitet og deres tilgjengelighet for spesifikke arter og artsgrupper. Dette gir en større mulighet til å koble sammen ABI – som en proxy for økologisk tilstand – med biomangfoldet som både er og bidrar til visse økosystemtjenester.

Et områdes økologisk verdi som leveområde for biomangfoldet eller korridor for bevegelse i landskapet vil være avhengig av områdets romlige kontekst: Det vil si hvordan et punkt på kartet henger sammen med andre områder som enten har høy eller lav kvalitet, samt hvordan det kan fasilitere eller hindre en arts bevegelse i landskapet. Ved å kombinere modeller av konnektivitet for forskjellige arter, eventuelt med vektlegging som gjenspeiler visse forvaltningsmål, kan kommunale planleggere og beslutningstakere vurdere hvorvidt planlagt arealbruk er i stand til å opprettholde livskraftige bestander av visse artsgrupper som kan representere en kommunes øvrige biomangfold.

Inndataene for GreenPlan GI-modellene består av to kart som fremstiller variasjonen over hele landskapet i forhold til to sammensatte attributter som er spesifikke til en viss art eller artsgruppe. Det første kart er *habitategnethet*, som er beregnet med modeller som integrerer variabler om de levende og ikke-levende delene av økosystemet, terrenget og de menneskeskaptene elementene i landskapene. Det andre kartet er *permeabilitet*, som viser hvor lett et individ kan bevege seg gjennom arealene. Disse to inndatakartene brukes deretter til å lage to komplementære resultatkart. Det første resultatkartet er *funksjonelt habitat* og lages ved å beregne hvordan arealenes egnethet som leveområde henger sammen med arealenes tilgjengelighet. Det andre resultatkartet viser *korridorene*, eller arealene hvor det er mest bevegelse og som utgjør forbindelsene mellom adskilte leveområder.

I skrivende stund har GreenPlan laget modeller for elg, villrein, solitære bier, skogsbiller og en rekke forskjellige tresorter. Kart for disse modellene er tilgjengelige i NINAs offentlige kartvisningstjeneste: <https://maps.nina.no/NorwegianEcologicalNetworks>. Innen det kommende halvåret skal nye kart for andre arter og artsgrupper være klare som kan utfylle sortimentet som foreligger i dag.

Bevaring av biomangfold er en viktig målsetning for forvaltning og arealplanlegging, blant annet på grunn av de økosystemtjenestene som biomangfoldet kan levere. I KS prosjektet har vi valgt å bruke to GreenPlan modeller som beskriver konnektivitet for to aspekter av det norske biomangfold med stor relevans for en rekke økosystemtjenester: elg og villbiene.

Leveransen for denne oppgaven skal bestå av de fire konnektivitetskartene for både elg og villbier for de åtte kommunene som er med i prosjektet. Kart skal gjøres tilgjengelig som både pdf og som et rasterkartlag (geotiff), slik at de kan brukes som innspill til diskusjoner og som grunnlag

til analyse i delprosjektene 6 og 7. Vi har også laget en ESRI-online StoryMaps⁴, med som skal fungere som en nettbasert brukerveiledning for sluttbrukere i kommunesektoren. NINA presenterte konnektivitetskartene med et innlegg under plenumssamlingen på den 19.11.2025. Det jobbes nå med å finne den beste strategien for å dele kartene med prosjektets pilotkommuner, slik at det samkjøres med aktivitetene i delprosjektene 6 og 7. Kartene for hver pilotkommune skal lastes opp til prosjektets være tilgjengelige ved prosjektets Sharepoint området innen 20. mars, 2026. Det skal arrangeres en felles workshop med pilotkommunene over påske for en grundig gjennomgang av kartene. Noen av målene for denne workshopen er å hente tilbakemeldinger fra kommunene om kartenes nytteverdi i et kommunalt naturregnskap, å drøfte eventuelle forbedringer i kartene med bruk av f.eks. andre inndata eller etterbehandling, og utforske hvordan modellerte kartdata som GreenPlan modeller skaper kan tilpasses kommunenes planleggingsprosesser.

Resultatene av denne oppgaven skal publiseres som en del av NINA-rapporten som presenterer arbeidet med de andre regnskapene for økosystemtjenester som brukes i dette prosjektet.

Nøkkelpersoner for denne oppgaven: Bram van Moorter, Manuela Panzacchi, Markus Sydenham og Erik Stange

⁴ <https://storymaps.arcgis.com/stories/e9bd3430da8346e39c60821d3f25a376>

4 Mulige valg for en tredje økosystemtjeneste

Vi har ikke lyktes med å lande på et åpenbart valg for en tredje økosystemtjeneste for bruk i delprosjekt 4. To av de mest aktuelle per nå er modeller for **nitrogenretensjon** og **erosjonsbeskyttelse** (jordvern).

To studier av La Notte og kolleger (La Notte et al. 2015; La Notte et al. 2017) demonstrerer hvordan prosessbaserte miljømodeller kan brukes til å kvantifisere økosystemtjenester og integrere disse i naturregnskap. Begge studiene tar utgangspunkt i økosystemtjenesten retensjon av nitrogen i elver og innsjøer, altså naturens evne til å fjerne eller holde tilbake næringsstoffer fra vann før de transporteres videre nedstrøms. Denne prosessen bidrar til å redusere eutrofiering i innsjøer, elver og kystområder og kan derfor betraktes som en regulerende økosystemtjeneste knyttet til vannkvalitet.

Studiene bygger på bruk av GREEN-modellen (Geospatial Regression Equation for European Nutrient losses), en romlig eksplisitt modell som simulerer transport av nitrogen gjennom nedbørfelt og vassdragssystemer. Modellen kombinerer informasjon om blant annet arealbruk, hydrologi, jordbruk og utslippskilder for å beregne hvor mye nitrogen som tilføres vannsystemene, hvor mye som transporteres videre nedover i vassdragene, og hvor mye som fjernes gjennom naturlige biogeokjemiske prosesser i elver, innsjøer og våtmarker.

Flere studier har vist hvordan erosjonsmodeller basert på RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) kan brukes til å kvantifisere økosystemtjenesten erosjonsbeskyttelse, altså naturens evne til å redusere tap av jord og sedimenttransport fra land til vassdrag (Panagos et al. 2015). RUSLE-modellen er en empirisk modell utviklet for å estimere potensielt jordtap fra erosjon basert på flere faktorer som påvirker erosjonsprosesser. Modellen kombinerer informasjon om nedbørsintensitet, jordens erosjonsfølsomhet, terrenghelning og lengde på skråninger, vegetasjonsdekke og arealbrukspraksis. Ved å integrere disse faktorene i et geografisk informasjonssystem (GIS) kan modellen brukes til å produsere romlig eksplisitte kart over hvor stort erosjonspresset er i ulike deler av et landskap.

Ved å koble RUSLE-baserte estimater til romlige data om arealbruk og økosystemtyper kan man også identifisere hvilke områder i landskapet som bidrar mest til å redusere sedimenttransport til elver og innsjøer. Dette gjør modellen relevant både for naturforvaltning, jordbruksforvaltning og vannforvaltning, ettersom erosjon fra land kan påvirke vannkvalitet, næringsstofftransport og økologisk tilstand i vassdrag.

I InVEST modelleringsrammeverk brukes RUSLE-baserte tilnærminger som grunnlag for å beregne erosjonskontroll og sedimentretensjon. Resultatene kan presenteres som kart over erosjonsrisiko eller sedimentretensjon, og kan i neste steg kobles til økonomiske analyser eller naturregnskap ved å kvantifisere hvor mye sedimenttransport som unngås som følge av naturlig vegetasjonsdekke og landskapsstruktur.

5 Framdriftsplan

Arbeidet med oppgavene beskrevet med grove trekk i Kapitlene 2-4 skal ferdigstilles i 2026 etter følgende tidsplan:

Modell for Flomkontroll

Kartene klar for deling med pilotkommunene innen 20.03
Workshop arrangeres innen 01.05.

Konnektivitet for biomangfoldet

Kartene klar for deling med pilotkommunene innen 20.03
Workshop arrangeres innen 24.04.

Regnskap for en 3. økosystemtjeneste

Forslag godkjennes i prosjektgruppe innen 1.05.
Kartene klar for deling med pilotkommunene innen 1.06.
Behov for workshop vurderes underveis.

Sluttrapport for delprosjektet, samt datafilene for kartlag, tabeller, og skriptene leveres innen 1. september.

6 Referanser

- Capriolo, A., Boschetto, R.G., Mascolo, R.A., Balbi, S. & Villa, F. 2020. Biophysical and economic assessment of four ecosystem services for natural capital accounting in Italy. *Ecosystem Services* 46: 101207. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101207>
- Erikstad, L., Blumentrath, S., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2013. Landskapstypekartlegging som verktøy til overvåking av arealbruksendringer 8242626162
- European Union. 2011. Regulation (EU) No 691/2011 of the European Parliament and of the Council of 6 July 2011 on European environmental economic accounts. 691/2011. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32011R0691>
- Evans, P.M., Varma, V. & Hooftman, D.A.P. 2024. Modelled output of ecosystem services for Great Britain at 1 km resolution. NERC EDS Environmental Information Data Centre.
- Hein, L., Remme, R.P., Schenau, S., Bogaart, P.W., Lof, M.E. & Horlings, E. 2020. Ecosystem accounting in the Netherlands. *Ecosystem Services* 44: 101118. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101118>
- Immerzeel, B. & Korkou, M. 2024. Evaluation of the INCA-Tool for the purpose of ecosystem services accounting in Norway. EU Grants Project 2022-NO-EGD-Work Package 2.
- Miljødirektoratet. 2022. Økosystemregnskap for Norge: Utredning av konsepter
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E. & Montanarella, L. 2015. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land use policy* 48: 38–50.
- Remme, R.P., Edens, B., Schroter, M. & Hein, L. 2015. Monetary accounting of ecosystem services: A test case for Limburg province, the Netherlands. *Ecological Economics* 112: 116–128. doi:10.1016/j.ecolecon.2015.02.015
- United Nations. 2024. System of Environmental- Economic Accounting – Ecosystem Accounting. Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division
- Vallecillo, S., La Notte, A., Kakoulaki, G., Kamberaj, J., Robert, N., Dottori, F., Maes, J., Feyen, L. & Rega, C. 2019. Ecosystem services accounting. Part II, Pilot accounts for crop and timber provision, global climate regulation and flood control. Publications Office of the European Union.

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger