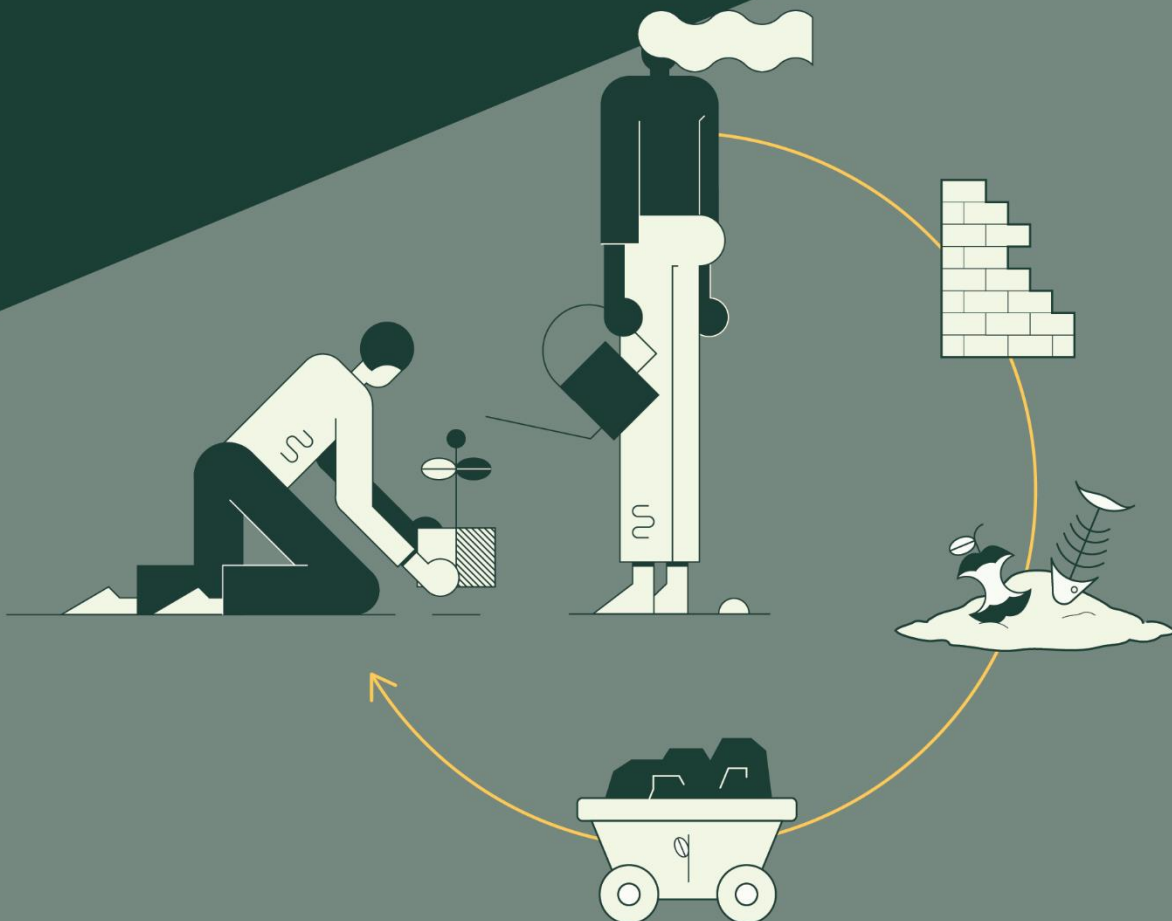


Sirkulære jordblandinger

Sluttrapport



Dokumentinformasjon

Oppdragsgiver:	Statsbygg
Tittel på rapport:	Sluttrapport Sirkulære jordblandinger
Oppdragsnavn:	Sirkulære jordblandinger
Oppdragsnummer:	635701-01
Oppdragsleder:	Geir Tore Møgedal
Tilgjengelighet:	Åpen

Introduksjon

Innovasjonsprosjektet «Sirkulære jordblandinger» har utviklet og testet jordblandinger med redusert klimagassutslipp sammenlignet med dagens kommersielle jordblandinger ved å benytte kortreiste avfallsprodukter. I tillegg er det sett på hvor mye vegetasjon kan fange av CO₂ gjennom fotosyntese og lagring av karbon samtidig som man sikrer at jordblandingene fungerer på en tilfredstillende måte.

Resultatene fra forskningsprosjektet viser at det er mulig å utvikle klimapositive, sirkulære jordblandinger som kan bidra til en betydelig reduksjon i utbyggingsprosjekters klimagassutslipp.

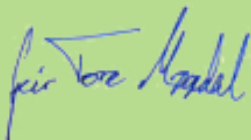
Forord

Dette innovasjonsprosjektet er gjennomført og skrevet med stor iver av:

Geir Tore Møgedal	Oppdragsleder, fagsjef bærekraftige bygg Asplan Viak
Rune Skeie	Landskapsarkitekt, fagansvarlig byøkologi og bærekraftssystemer Asplan Viak
Oddbjørn Dahlstrøm Andvik	LCA/klimagassberegninger Asplan Viak
Daniela O. Fuentes	Samfunnsøkonom Asplan Viak
Jill Saunders	Illustrasjoner Asplan Viak
Hans Martin Hanslin	Forsker ved Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO)
Maria Sæbjørnsen	Overingeniør ved Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO)
Trond Knapp Haraldsen	Forsker ved Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO)
Dag Jørund Lønning	Professor/rektor ved Høgskulen for grønn utvikling (HGUt)

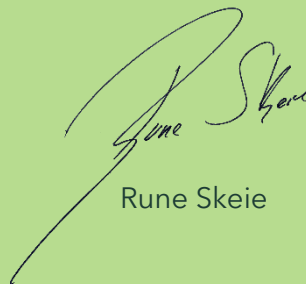
Vi håper at dette prosjektet kan bidra i omstillingen til et sirkulært samfunn.

Oslo, 15.05.2023



Geir Tore Møgedal

Oppdragsleder



Rune Skeie

Kvalitetssikrer

Innholdsfortegnelse

Introduksjon	1
Forord	2
Innholdsfortegnelse	3
1. Orientering om prosjektet	10
1.1. Bakgrunn	10
1.2. Finansiering	10
1.3. Deltagere	11
1.3.1. Statsbygg	11
1.3.2. Asplan Viak	12
1.3.3. Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO)	12
1.3.4. Høgskulen for Grøn Utvikling (HGUt)	12
2. Definisjoner og begreper	13
3. Sammendrag	15
3.1. Bakgrunn	15
3.2. Formål	16
3.3. Metode	17
3.4. Design av jordblandinger	19
3.5. Resultater	20
3.5.1. Innledning	20
3.5.2. Jordblandinger for park og spiselig landskap	20
3.5.3. Jordblandinger for blågrønne tak	20
3.5.4. Klimagassberegninger	21
3.6. Konklusjon	22

3.6.1. Tak	22
3.6.2. Park og spiselig landskap	23
3.6.3. Oppnådd klimaeffekt	23
4. Prosjektbeskrivelse	25
4.1. Bakgrunn	25
4.1.1. Utfordringer knyttet til bygg- og anleggsbransjen	25
4.2. Problemstilling	26
4.3. Mål	26
5. Overordna perspektiv	28
5.1. Regenerativ systemtenking	28
5.1.1. Korleis praktisera regenerativ utvikling?	28
5.1.2. Forstyrr molda så lite som mogleg.	30
5.1.3. Ha molda dekket så mykje som mogleg.	30
5.1.4. Legg til rette for mangfald både oppå og under jordoverflata	31
5.1.5. Tilfør jamleg organisk materiale på overflata	32
5.2. Molda; det viktigaste karbonlageret på planeten	35
5.2.1. Dei fremste årsakene til karbontap frå molda	36
5.3. Om karbonfangstskilnaden mellom naturskapte og menneskeskapte agroøkosystem	38
5.4. Korleis lukkast med karbonfangst i mold	39
5.4.1. Å stabilisera overflatekarbon gjennom pyrolyse og tilsetja det som biokol i molda	43
5.4.2. Kan grønne tak fanga karbon?	44
5.5. Kor mykje karbon kan mold eigentleg ta opp?	46
5.6. Matskogen; matproduksjon, karbonlagring, naturmangfaldsauke og rike opplevingar i eitt og same tiltak	49
6. Materialbruk for sirkulær jordblanding	54
6.1. Bakgrunn	54

6.2. Avfallsfraksjoner fra byggenæringen	56
6.3. Vurderingskriterier for materialer	57
6.4. Vurderingskriterier for ferdige jordblandinger	58
6.5. Oversikt over aktuelle gjenbruksmaterialer	60
6.5.1. Organiske avfallsmaterialer	60
6.5.1.1 Hage/parkavfallskompost	60
6.5.1.2 Matavfallskompost	61
6.5.1.3 Biorest av matavfall	61
6.5.1.4 Avløpsslam og slamkompost	62
6.5.1.5 Vannverkslam	63
6.5.1.6 Hestegjødselkompost	63
6.5.1.7 Slam fra treforedlingsindustri	64
6.5.1.8 Barkkompost	64
6.5.1.9 Trefiber	65
6.5.1.10 Torv fra utbyggingsprosjekter	66
6.5.1.11 Biokull	68
6.5.2. Mineralske gjenbruksmaterialer	69
6.5.2.1 Steinmel fra pukkverk	69
6.5.2.2 Vasket finstoff fra sandtak	70
6.5.2.3 Jordmasser fra utbyggingsprosjekter	70
6.5.2.4 Gjenbruksperritt	74
6.5.2.5 Brukt filterleca	74
6.5.2.6 Knust tegl	75
6.5.2.7 Knust takstein	76
6.5.2.8 Knuste betongprodukter	76
6.5.2.9 Oppmalte gipsplater	78
6.6. Anbefalte materialer	79
7. Plantevalg og skjøtsel	80

7.1. Intro: Forventede klimaendringer og hvordan dette vil påvirke artsvalg og skjøtsel.	80
7.2. Næringstilførsel og konsekvenser knyttet til klimagassutslipp og avrenning	80
7.3. Vurderingskriterier	81
7.4. Plantevalg og artssammensetning	82
7.4.1. Park og spiselig landskap	82
7.4.2. Takløsninger	82
7.5. Skjøtselsplaner/forvaltningsplaner for landskap/habitat	84
7.5.1. Takløsninger	84
7.5.2. Park og spiselig landskap	85
8. Design av jordblandinger	86
8.1. Vekstmasser til park og spiselig landskap	88
8.1.1. Gjennomføring	88
8.1.2. Resultater	89
8.1.3. Konklusjon	93
8.2. Screening av vekstmedier til grønne tak	93
8.2.1. Gjennomføring	93
8.2.2. Resultater	96
8.2.2.1 pH i vekstmassene	96
8.2.2.2 Laster	97
8.2.2.3 Vekstresponser	97
8.2.2.4 Tørkeresponser	99
8.2.2.5 Direkte sammenligninger av organiske komponenter og lettvektskomponenter	100
8.2.3. Ekstra testing av arter	101
8.3. Samlet vurdering av takblandinger i screening	102
8.4. Effekten av ulik dreneringshøyde	106
8.5. Effekten av fortynning av vekstmedier med lettvektsmaterialer	107

8.6. Effekten av innblanding av biokull	111
8.7. Konklusjoner takblandinger	115
9. Klimagassberegninger	117
9.1. Innledning	117
9.2. Metodikk og forutsetninger	117
9.3. Opptak og lagring av biogent karbon	118
9.4. Referanse, standard løsning	120
9.4.1.1 Tak	120
9.4.1.2 Landskap	120
9.5. Utslippsfaktorer for materialer og komponenter	121
9.5.1. Knust tegl	122
9.5.2. Biokull	123
9.5.3. Kompost	127
9.5.4. Skogsjord	128
9.5.5. B-sjikt	129
9.5.6. Steinmel	129
9.5.7. Perlite	130
9.5.8. Torv fra myr	131
9.5.9. Sand fra sandtak	132
9.5.10. Sedumblanding	133
9.5.11. Oppsummering	134
9.6. Resultater fra LCA-beregninger for jordblandinger	135
9.6.1. Vekstmasser til park og spiselig landskap	136
9.6.1.1 Referanse: anleggsjord	137
9.6.1.2 Blanding L9	138
9.6.1.3 Blanding L10	140
9.6.2. Vekstmedier til grønne tak	141
9.6.2.1 Referanse: sedumblanding	141

9.6.2.2 Blanding T9 og T11	142
9.6.2.3 Blanding T8 og T13	143
9.6.2.4 Blanding T24	145
9.6.3. Oppsummering	146
9.6.3.1 Vekstmasser til park og spiselige landskap	147
9.6.3.2 Vekstmedier til grønne tak	148
10. Eksempel på utbyggingsprosjekt	151
10.1. Innledning	151
10.2. Beregningsgrunnlag og forutsetninger	151
10.3. Resultater klimagassberegninger	155
10.4. Sammenlikning med klimagassutslipp fra bygg	156
10.5. Tidsperspektiv	159
11. Markedspotensiale	162
11.1. Dagens situasjon	162
11.2. Produksjonsmuligheter	163
11.2.1. Tilgang på innsatsvarer	164
11.3. Kommersialisering	165
11.3.1. Priser	166
11.4. Andre kostnader og gevinster	167
12. Risikomomenter	169
13. Konklusjon	170
13.1. Anbefalt materialsammensetning for sirkulære jordblandinger	170
13.1.1. Anbefalte løsninger for park og spiselig landskap	170
13.1.2. Anbefalte løsninger for tak	170
13.2. Klimagassresultater	171
13.3. Økonomi	172

14. Referanser

173

1. Orientering om prosjektet

1.1. Bakgrunn

Sirkulær jordblanding er et resultat av ideer som kom frem i forbindelse med utvikling av *Nytt regjeringskvartal* (RKV) hvor det tidlig ble bestemt å innføre blågrønne tak på alle byggene. I tillegg inngår det en park i prosjektet. Miljøprogrammet som ligger vedlagt statlig reguleringsplan for området, beskriver at det skal beregnes klimagassutslipp fra bygg og uteområder og at klimagassutslippet fra prosjektet skal reduseres vesentlig.

For å redusere utslippene fra de blågrønne takene og parken, fremmet Asplan Viak et innovasjonsforslag i RKV-prosjektet om å utvikle sirkulære jordblandinger for fire typer plantesamfunn. Målet var å benytte kortreiste avfallsprodukter i jordblandinger som reduserer klimagassutslipp i produksjon og transport sammenlignet med dagens kommersielle jordblandinger. I tillegg ønsket man å se på hvor mye blågrønne strukturer kan fange av CO₂ gjennom fotosyntese og lagring av karbon i jord samtidig som man sikrer at jordblandingen fungerer på en tilfredsstillende måte.

Dersom de sirkulære jordblandingen fungerer godt, skal disse tilbys til *Nytt regjeringskvartal*. Oppskriftene skal offentliggjøres, slik at de kan benyttes i andre prosjekter som ønsker det.

1.2. Finansiering

Prosjektet er i sin helhet finansiert av «Grønt fond».

Som følge av koronakrisen og smitteverntiltakene som ble innført i mars 2020, fikk bygge- og anleggsbransjen et fall i aktiviteten. Regjeringen foreslo derfor flere tiltak for å bidra til økt aktivitet i byggenæringen slik at flere kunne komme tilbake i jobb. I mai 2020 ble det bevilget ekstra midler til Statsbygg over Statsbudsjettet. Statsbygg fremmet et forslag om å sette av 30 mill. kr. til et «Grønt fond» som skulle benyttes til å forsere bærekraftig utvikling i byggenæringen. Faglig ressurscenter i Statsbygg fikk i oppgave å forvalte midlene og sørge for å iverksette bruk av midlene.

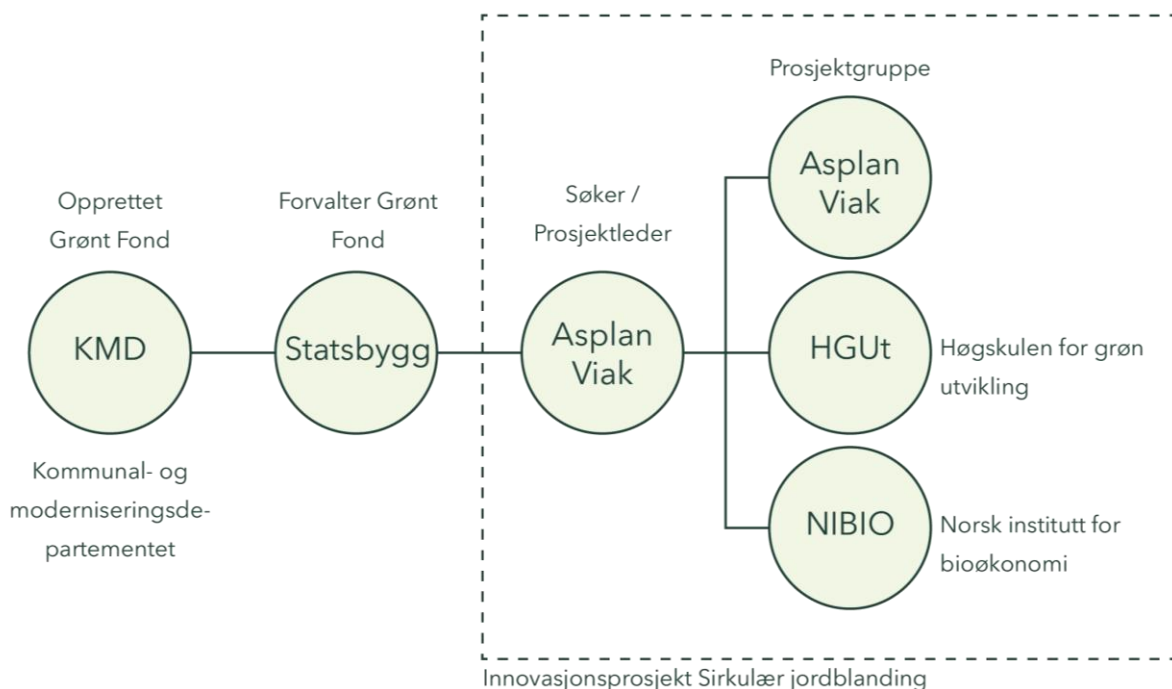
Fondet ble rettet spesielt mot pågående prosjekter og eksisterende eiendommer som kunne søke om midler til rask gjennomføring av identifiserte bærekraftige tiltak som ikke lå innenfor dagens rammer, og det ble utarbeidet et sett kriterier for å velge relevante tiltak:

- Utbetaling i 2020 og 2021.

- Utløse økt aktivitet i byggebransjen på kort sikt.
- Utbetales til eksterne aktører (ikke benyttes internt i Statsbygg).
- Forankring i satsningsområdene i miljøstrategien og Statsbyggs strategier (reduerte klimagassutslipp og som bidrar positivt til sirkulærøkonomi og lokalmiljø)
- Se til konkrete avdelingsvise tiltak i miljøstrategien som fremdeles ikke er gjennomført
- Avgrensede tiltak med konkrete resultater og effekt
- Fordele tiltak/midler mellom pågående byggeprosjekter, eksisterende eiendommer og innovasjon/FoU.

Tiltakene som ble foreslått var innenfor følgende miljøområder: Utslippsfri byggeplass, sirkulærøkonomi/ombruk/minimering av avfall, energieffektivisering og fornybar energiproduksjon, samt biologisk mangfold.

1.3. Deltagere



1.3.1. Statsbygg

Statsbygg er statens sentrale rådgiver i bygge- og eiendomssaker, byggherre, eiendomsforvalter og eiendomsutvikler og er underlagt kommunal- og distriktsdepartementet (KDD).

Statsbygg leder en rekke av landets største og mest komplekse byggeprosjekter. Til enhver tid har Statsbygg over 100 prosjekter gående.

I alt har Statsbygg over 2300 bygninger i Norge og utlandet i porteføljen.

Statsbygg har 850 medarbeidere fordelt på hovedkontoret i Oslo og lokalkontorene i Porsgrunn, Bergen, Trondheim og Tromsø og har ansatte på driftskontorer over hele landet, inkludert Svalbard. Statsbygg tar samfunnsoppdraget på alvor, og bruker posisjonen sin til å dyrke frem en mer klimavennlig, digital og seriøs byggebransje.

1.3.2. Asplan Viak

Asplan Viak er et av Norges største rådgivende ingeniør- og arkitektfirmaer. Selskapet har i mer enn 60 år bistått med tverrfaglig rådgivning og analyser til offentlig og privat virksomhet. Asplan Viak har ca. 1200 medarbeidere, fordelt på over 30 kontorsteder. Virksomheten er organisert i fire divisjoner: Arkitektur og bygg, Infrastruktur, Analyse, plan og landskap, samt Digitale tjenester. Asplan Viak eies av Stiftelsen Asplan.

1.3.3. Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO)

NIBIO er et statlig forskningsinstitutt som produserer kunnskap for matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping i verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Dette inkluderer FoU for å forstå, ivareta og anvende miljøet og naturressursene. Bruk av naturbaserte løsninger for å løse klima og miljøutfordringer og legge til rette for biologisk mangfold har blitt helt sentralt i byutviklingen. Kunnskap om jord og samspillet mellom jord og vegetasjon er avgjørende for å lykkes med dette.

1.3.4. Høgskulen for Grøn Utvikling (HGUt)

Høgskulen for grøn utvikling (tidligere Høgskulen for landbruk og bygdeutvikling) holder til på Jæren. Høgskulen for grøn utvikling har siden 2010 arbeidet aktivt med å bygge et fagmiljø rundt innovasjon, nyskaping og bygdeutvikling som holder særdeles høyt nivå både nasjonalt og internasjonalt. Dette har gjort Høgskulen for grøn utvikling til en ettertraktet kunnskapspartner i forskning og utviklingsarbeid både i inn- og utland.

2. Definisjoner og begreper

I denne rapporten er det brukt begreper og beregningsmetoder som i noen tilfeller kan trenge en presisering. Under følger en forklaring på hvordan begrepene skal forstås.

Begrep	Forklaring
Biogent karbon	Karbon tatt opp ved fotosyntese
Biogent opptak i biomasse	Karbon tatt opp gjennom fotosyntese og bundet i plantens bestanddeler over og under bakken
Biogent opptak i jord	Karbon tatt opp gjennom fotosyntese og utvekslet med andre organismer i jorden rundt plantene.
Biogent utslipp	Karbon som tidligere er tatt opp gjennom fotosyntese, som frigjøres gjennom forbrenning eller nedbrytning.
EPD	Environmental Product Declaration, miljødeklarasjon som blant annet viser produktets klimagassutslipp
Fossilt utslipp	Karbon som frigjøres gjennom forbrenning eller nedbrytning fra fossilt brensel (olje, gass og kull)
GWP	Global Warming Potential, globalt oppvarmingspotensial
Klimapositiv jordblanding	Jordblanding hvor summen av klimagassutslipp fra produksjon, transport og lagring gir et negativt utslippstall. Det vil si at jordblandingen i sum over en definert tid lagrer mer karbon enn den forårsaker av utslipp.
Spiselig landskap/matskog	Flersjiktet landskap bestående av spiselige vekster. For eksempel kan dette være epletrær, bærbusker og markjordbær.
Jordens likevekt (mtp. karbon)	I den første 20 årsperioden etter etablering av landskap, vil samspill mellom planter og mikroorganismer medføre et netto opptak av karbon. Etter en 20 årsperiode regner vi med at jorden avgir like mye CO ₂ gjennom nedbrytning som den tar opp gjennom planter og jordliv.
Sirkulær jordblanding	Jordblanding som består av komponenter som ofte regnes som avfall.

Begrep	Forutsatt i beregninger
Beregningsperiode	Tidsperioden som brukes ved beregning av klimagassutslipp. 60 år er benyttet som standard, ref. NS3720 <i>Metode for klimagassberegninger for bygninger</i>
Beregninger i karbon og CO ₂ -ekvivalenter	<p>Beregninger utføres både med rent karbon og CO₂-ekvivalenter. Vi beregner karbonets kretsløp i rent karbon, og så regnes dette ofte om til CO₂-ekvivalenter slik at effekten dette har på klima er sammenlignbart med andre tiltak og prosesser.</p> <p>Konvertering fra karbon (C) til karbondioksid (CO₂) gjøres via molvekt. Molvekt til C er 12 og CO₂ er 44.</p> <p>1 kg karbon = $(1\text{kg C} * 44 / 12) = 3,67$ kg CO₂-ekvivalenter (CO₂-ekv).</p>
Utslipp fra anleggstorv	<p>Det forutsettes at det benyttes anleggstorv som komponent i jordblandingen i dette innovasjonsprosjektet i motsetning til torv som høstes kun for å tilsettes i jordblandinger.</p> <p>Anleggstorven regnes derfor som et avfallsprodukt fra andre prosjekter, og deler av utslippet allokeres derfor til anleggsprosjektet, som fører til at utslippet fra torv i våre beregninger følgelig blir lavt.</p>

3. Sammendrag

3.1. Bakgrunn

Miljøpåvirkningen fra bygg- og anleggssektoren er betydelig. Sektoren forbruker en uforholdsmessig stor andel av jordens ikke-fornybare ressurser, medfører store klimagassutslipp og et betydelig tap av naturmangfold. Sektoren er dermed en betydelig bidragsyter til klima- og naturmangfoldkrisen.

Optimal ressursutnyttelse ved å øke andelen av sirkulære prosesser kan bidra til å løse klima- og naturmangfoldkrisen, og i den forbindelse har dette innovasjonsprosjektet utredet muligheten for å utvikle jordblandinger basert på 100 % ombruksmaterialer.



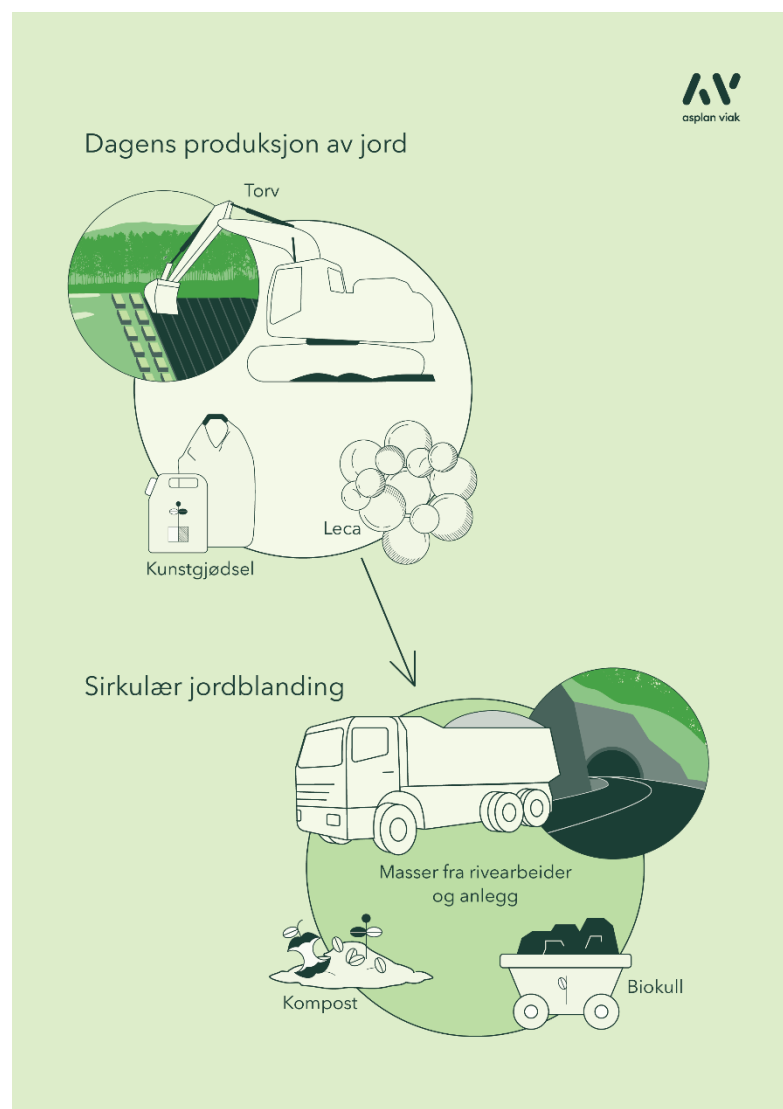
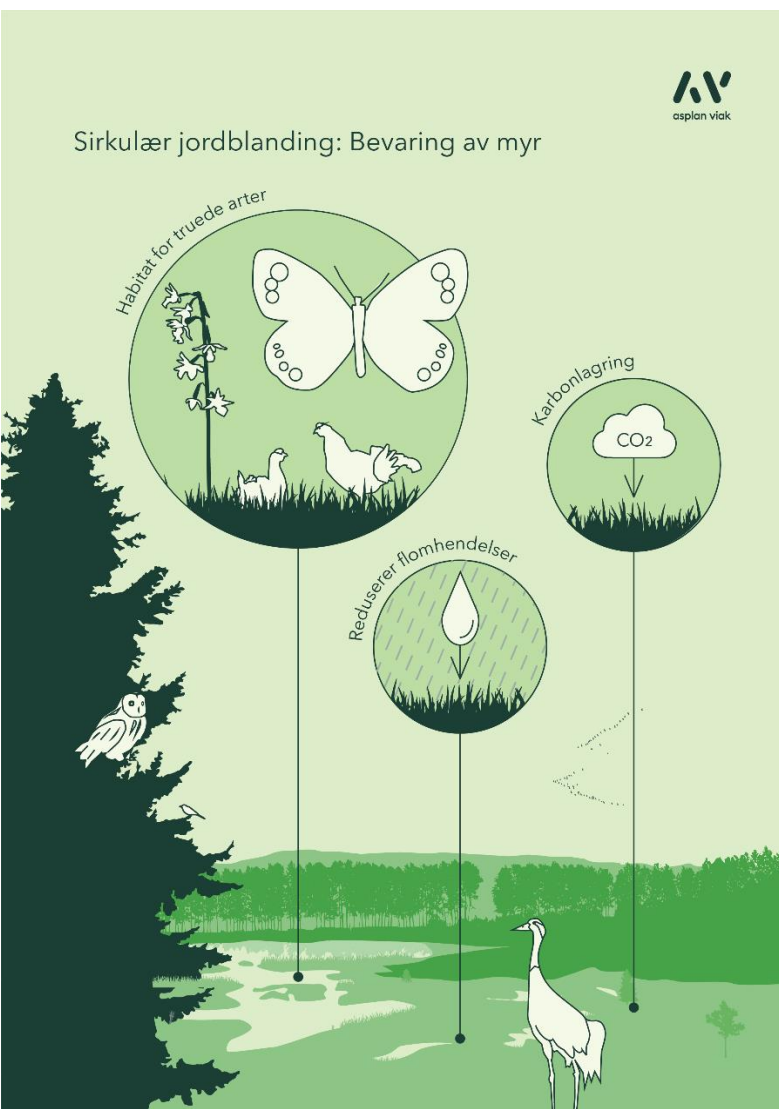
Figur 3-1 Illustrasjoner av dagens situasjon

3.2. Formål

Målet med innovasjonsprosjektet er å utvikle jordblandinger med redusert klimagassutslipp sammenlignet med dagens kommersielle jordblandinger ved å benytte kortreiste avfallsprodukter. I tillegg er det sett på hvor mye blågrønne strukturer kan fange av CO₂ gjennom fotosyntese og lagring av karbon i jordlivet samtidig som man sikrer at jordblandingen fungerer tilfredsstillende med tanke på vekst og overvannshåndtering. Det har også vært viktig å forhindre uttak av torv.

For takblandingen har det vært viktig å forsøke å begrense vekten for å unngå unødig oppdimensjonering av bærende konstruksjoner.

Utredningen skal utvikle oppskrifter som blir allment tilgjengelige, og som vil danne grunnlaget for kommersielle produkter. De sirkulære jordblandingen har et stort potensial for å bli standardiserte og foretrukne produkter for utvikling av klimapositive landskap.



Figur 3-2: Illustrasjoner av sirkulær jordblanding konsept

Med bakgrunn i disse premissene, har vi følgende målsetting for prosjektet:

- Utvikle og teste hvordan kortreiste, sirkulære avfallsprodukter kan erstatte komponenter i kommersielle jordblandinger for:
 - Lokal vegetasjon på tak
 - Anleggsjord for grøntarealer
 - Jordblanding for flerårig, flersjiktet spiselig landskap.
- Redusere negative miljøkonsekvenser ved å erstatte torv som brukes i kommersielle jordblandinger.
- Sikre at jordblandingene har like gode eller bedre egenskaper for plantevekst, og evne til å holde på vann som jordblandinger i dagens marked.
- Tallfeste reduksjon av CO₂ i produksjon av de nye jordblandingene sammenlignet med dagens kommersielle jordblandinger ved LCA-analyse.
- Tallfeste CO₂-opptak fra plantesamfunn og jordliv i de nye jordblandingene.
- Se på muligheten for å lagre karbon ved å bruke biokull.
- Øke bevisstheten knyttet til klimagassutslipp i forbindelse med opparbeidelse av landskap.

3.3. Metode

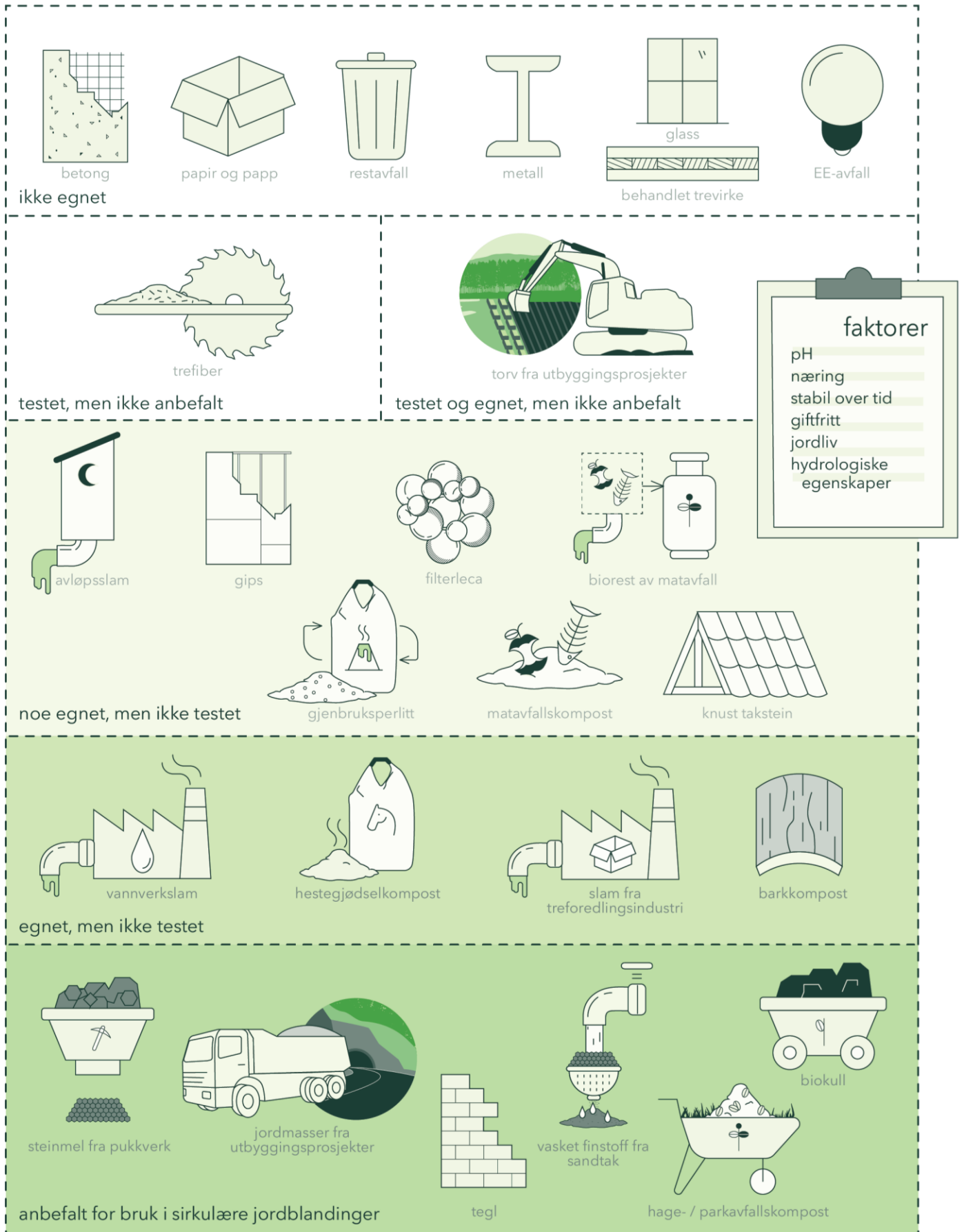
For å lykkes med innovasjonsprosjektet, er det innhentet ulike eksperter innen forskning på jord og plantesamfunn, regenerativt landbruk, landskapsarkitektur og bærekraftige byggeprosjekter. Metodisk er det gjort et omfattende litteratursøk på karbonopptak i plantesamfunn og materialer i tillegg til en kartlegging av avfallsstrømmer som kunne tenkes å bli brukt i jordblandinger.

Jordblandingene er avhengig av at enkeltkomponentene oppfyller en rekke kvalitetskrav og at den ferdige jordblandingen oppfyller krav til funksjoner og egenskaper som vekstmedium. For dette arbeidet er det Gjødselforeforskriften og Forurensingsforskriften som er avgjørende sammen med anbefalinger for de ferdige jordblandingene i Norsk standard for Anleggsgartnerarbeider og Norsk standard for grønne tak.

Vi vurderte aktuelle fraksjoner og materialer opp mot dette regelverket, både direkte fra byggebransjen, men også resirkulerte materialer fra andre materialstrømmer. Etter disse vurderingene sitter vi igjen med en liste med gjenbruksjord fra anlegg, torvjord fra anlegg, ulike steinmel, knust tegl, komposter, trefiber, biokull og gjenbruksperritt til å prøve ut som hovedkomponenter i ulike jordblandinger. Valgte materialer ble kombinert i mer enn 40 ulike jordblandinger som ble testet i et vekstforsøk i ca. 6 måneder med relevante planter.

Forsøkene ble deretter analysert og sammenlignet med dagens kommersielle jordblandinger. Basert på resultater i forsøkene, anbefales det spesifikke jordblandinger med tilhørende premisser, som kan benyttes for industriell fremstilling av nye, sirkulære jordblandinger.

Materialstrøm

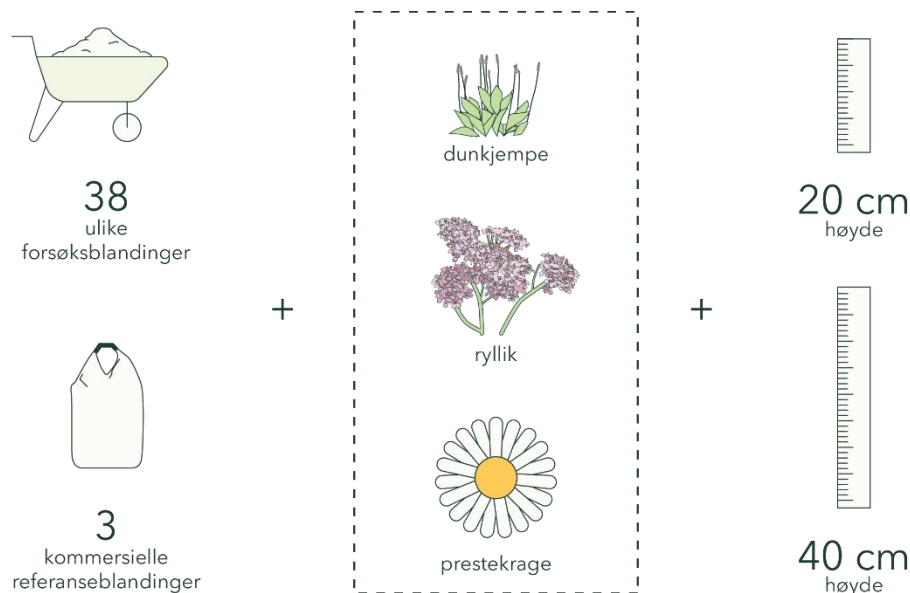


Figur 3-3: Vurderte materialer for sirkulær jordblending

3.4. Design av jordblandinger

Jordblandinger for blågrønne tak.

I prosjektet ble det testet 38 ulike forsøksblandinger i hovedsak basert på knust tegl og tre kommersielle referanseblandinger for tak i et pottforsøk plantet med dunkjempe, ryllik og prestekrage. Et utvalg av jordblandingene ble undersøkt for både 20 og 40 cm jorddybde. I tillegg undersøkte vi effektene av å tilsette ulike lettvekstmateriale for å tynne ut vekstmassene og ulike typer og mengder med næringsladet biokull. Resultatene ble vurdert ut fra plantenes vekst, tid til visning i en tørkeperiode, mangelsymptomer og egenskaper ved blandingen som volumvekter og evnen til å holde på vann.



Figur 3-4: Til sammen ble det utført pottforsøk med over 40 ulike jordblandinger med artene dunkjempe, ryllik og prestekrage hvorav noen jordblandinger ble testet med både 20cm og 40 cm jorddybde.

Jordblandinger for park og spiselig landskap.

For utvikling av jord til park og spiselige landskap, ble det tatt utgangspunkt i erfaringer fra tidligere prosjekter, og det ble benyttet stedlige overskuddsmasser fra anlegg, steinmel, komposter, knust tegl og biokull. Ulike spiselige vekster og et plengras ble dyrket i pottes med disse 14 blandingene og sammenlignet med tre kommersielle referanser. Resultatene ble vurdert ut fra plantenes vekst, mangelsymptomer og egenskaper ved blandingen som pH og volumetrisk vanninnhold ved feltkapasitet.

3.5. Resultater

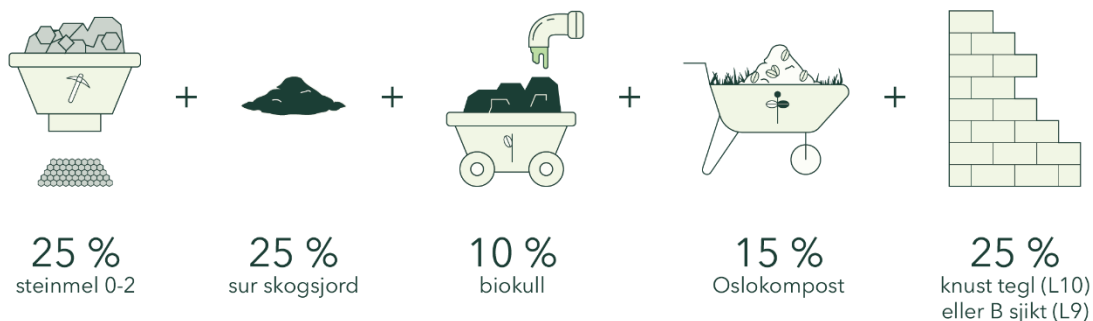
3.5.1. Innledning

Resultater fra forskningsprosjektet viser at det er mulig å utvikle velfungerende sirkulære jordblandinger som vil ha en svært positiv miljøpåvirkning i motsetning til dagens standardløsninger.

Selv om enkelte jordblandinger som inneholder torv ga tilfredsstillende resultater, valgte vi å ikke anbefale disse for å redusere sjansen for unødvendig uttak av torv.

3.5.2. Jordblandinger for park og spiselig landskap

For løsningene på bakkeplan identifiserte vi to blandinger (L9 og L10) se Figur 3-5, som var egnet for en kombinasjon av park og spiselig landskap. Begge jordblandingene viste i forsøkene egenskaper på nivå med en velfungerende kommersielt tilgjengelig gjenbruksjord som ikke inneholder hverken tegl eller biokull. Begge forsøksblandingene har en basis av 25 % sur skogsjord og 25 % 0-2 mm steinmel, 10 % biokull og 15 % Oslokompost. Om det var blandet inn 25 % av et B-sjikt av lettleire eller fin tegl spilte ikke så stor rolle. Begge disse blandingene kan ved optimalisering være klimapositive.



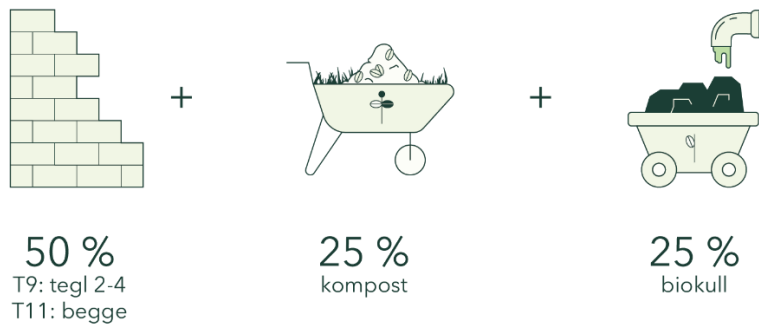
Figur 3-5: Anbefalte jordblandinger på bakkeplan, L9/ L10

Se kap. 9.6.1 for resultater fra klimagassberegningene.

3.5.3. Jordblandinger for blågrønne tak

For takløsninger med vegetasjon fra grunnlendt kalkmark og eng anbefaler vi to mulige jordblandinger (T9 og T11) se Figur 3-6, som i forsøksperioden ga minst like gode resultater som referanseblandingene som representerer dagens løsninger. For å få disse teglbaserte løsningene til å fungere, kreves det et betydelig innslag av organisk materiale som i disse blandingene ble oppfylt med ulike kombinasjoner av Oslokompost og ladet biokull. Blandingene har litt ulike styrker og svakheter, særlig knyttet til vannledningsevnen og pH.

Det må poengteres at langtidseffektene og særlig ytelse under høst og vinter ikke er testet for noen av blandingene. For jordblandingene vi har valgt ut for både bakkeplan og takplan har disse et vesentlig lavere karbonavtrykk enn referanseblandingene, hovedsakelig på grunn av kortere transport og innblanding av biokull og kompost.



Figur 3-6: Anbefalte jordblandinger for tak

Se kap. 9.6.2 for resultater fra klimagassberegningene.

3.5.4. Klimagassberegninger

I klimagassberegningene er det regnet på ulike scenarier, hvor optimale forutsetninger (materialproduksjon med lavest mulig klimagassutslipp, korte transportavstander mm), omtales som «Lavt klimagassutslipp», og hvor dagens standardløsninger (klimagassutslipp iht. dagens bransjestandard ved produksjon av materialer og dagens transportavstander mm) omtales som «Høyt klimagassutslipp».

Se kap. 9 for utfyllende informasjon.

De sirkulære jordblandingene har et vesentlig lavere klimagassutslipp enn jordblandinger som i dag er tilgjengelig i det kommersielle markedet.

Tabell 3-1: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for ulike jordblandinger til park og spiselige landskap

Type og kilde	Lavt klimagassutslipp			Høyt klimagassutslipp		
	GWP fossil	GWP biogent	GWP total	GWP fossil	GWP biogent	GWP total
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
Referanse: anleggsgjord	12,2	0	12,2	12,2	219	231
Blanding L9	29,5	-74,7	-45,2	43,6	-26,0	17,6
Blanding L10	25,0	-74,7	-49,7	39,1	-26,0	13,1

Jordblandingene for bakkeplan vil ved en optimalisering av komponenter, være klimapositive, se grunnlag i kap. 9.

Tabell 3-2: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for ulike jordblandinger for grønne tak

Type og kilde	Lavt klimagassutslipp			Høyt klimagassutslipp		
	GWP fossil	GWP biogen	GWP total	GWP fossil	GWP biogen	GWP total
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
Referanse: sedumblanding	63,9	12,4	76,3	94,8	12,4	107
Blanding T9 og T11	19,2	-181	-162	54,4	-87,8	-33,4

Jordblandningene for tak vil ved en optimalisering av komponenter, være klimapositive, se grunnlag i kap. 9.

Klimagassutslipp for jordblandinger som vist i Tabell 3-2 omfatter kun klimagassutslipp for fossilt og biogent karbon fra produksjon, transport og karbonlagring i jordblandningene. Beregningene omfatter **ikke** lagring av karbon i jordblandningens bruksfase, dvs. opptak fra fotosyntese i biomasse og organisk bundet karbon i **jord**. Det er ikke sett på forskjeller i opptak mellom sirkulære jordblandinger og kommersielle jordblandinger.

I eksempelet i kap. 10 er det likevel angitt et sannsynlig opptak i jord og biomasse hvor beregningsgrunnlaget er likt for sirkulære og kommersielle jordblandinger.

Økonomi:

Våre beregninger viser at det sannsynligvis vil være økonomisk gunstig å produsere og benytte de sirkulære jordblandningene, se kap. 11.

3.6. Konklusjon

3.6.1. Tak

Prosjektet har kommet fram til 3 velfungerende jordblandinger for bruk på tak; T9, T11 og T13. Siden T13 inneholder anleggstorv, har vi valgt å ikke anbefale denne, ettersom et delmål har vært å utvikle torvfrie jordblandinger. Vi står derfor igjen med T9 og T11. Begge er basert på ren knust tegl, kompost og biokull av høy kvalitet og fungerte bedre eller like godt som dagens kommersielle takjordblandinger i testperioden for blant annet følgende plantesamfunn:

- Grunnlendt kalkmark, Oslofjord (for blågrønne tak).
- Slåttemark, kalkrik grunn i Nordmarka (for blågrønne tak).

Tabell 3-3 Resultat av takblandinger

Jordblandinger for tak						
	Klimagassutslipp		Blandingsforhold komponenter			
	Lavt klimagassutslipp [kg CO ₂ -ekv /m ³]	Høyt klimagassutslipp [kg CO ₂ -ekv /m ³]	tegl 0-2	tegl 2-4	Kompost	biokull K
Referanse	77	107	-	-	-	-
T9	-152	-34,7		50 %	25 %	25 %
T11	-152	-34,7	25 %	25 %	25 %	25 %

3.6.2. Park og spiselig landskap

Prosjektet har kommet fram til to velfungerende jordblandinger (L9, L10) for park og spiselig landskap:

- Generell jordblanding (for park).
- Jordblanding for flerårig, flersjiktet spiselig landskap (spiselig landskap).

Tabell 3-4 Resultat av jordblandinger på bakkeplan

Jordblandinger for bakkeplan								
	Klimagassutslipp		Blandingsforhold komponenter					
	Lavt klimagassutslipp [kg CO ₂ -ekv /m ³]	Høyt klimagassutslipp [kg CO ₂ -ekv /m ³]	skogsjord	B-sjikt	tegl 0-2	0-2 steinmel D	biokull K	kompost
Referanse	11,5	230	-	-	-	-	-	-
L9	-45,3	13,1	25 %	25 %		25 %	10 %	15 %
L10	-47,9	10,4	25 %	-	25 %	25 %	10 %	15 %

3.6.3. Oppnådd klimaeffekt

Resultater fra forskningsprosjektet viser at det er mulig å utvikle velfungerende sirkulære jordblandinger som vil ha en svært positiv miljøpåvirkning i motsetning til dagens standardløsninger.

Alle de fire anbefalte jordblandingene kan bli klimapositive, fordi summen av klimagassutslipp fra produksjon, transport og lagring (gjennom biokull og kompost) gir et negativt klimagassregnskap. Det vil si at jordblandingene i sum lagrer mer karbon enn den forårsaker av utslipp.

I tillegg kommer effekten av at plantene gjennom fotosyntese tar opp og lagrer karbon i egen biomasse og i jordlivet rundt plantene. Denne effekten omtales i Kap. 5 og er vist i et eksempel på utbyggingsprosjekt i Kap. 10.

Alle de fire jordblandingene har i forsøksperioden vært velfungerende, i enkelte tilfeller bedre enn referansealternativene, når det gjelder plantevekst og vannhåndtering.

4. Prosjektbeskrivelse

4.1. Bakgrunn

Miljøpåvirkningen fra bygg- og anleggssektoren er betydelig. Sektoren forbruker en uforholdsmessig stor andel av jordens ikke-fornybare ressurser, medfører store klimagassutslipp og et betydelig tap av naturmangfold – sektoren er dermed en viktig bidragsyter til klima- og naturmangfoldkrisen.

Lineære prosesser med manglende fokus på ombruk er en hovedutfordring som genererer store avfallsmengder og tap av verdifulle ressurser. I Norge rives over 20 000 bygg årlig. I 2017 genererte bygg- og anleggsindustrien 25 % av alt avfall i Norge. Avfall fra nybygging, rehabilitering og rivning utgjorde ca. 1,9 millioner tonn hvor betong, murstein og andre tyngre byggematerialer utgjorde 37 % av avfallsmengden.

På verdensbasis er sirkulariteten målt til 8,6 %, ifølge Circularity Gap Report Norway. I Norge regnes kun 2,4 % av økonomien som sirkulær, mens i Nederland er den sirkulære økonomien på 24,5 %.

4.1.1. utfordringer knyttet til bygg- og anleggsbransjen

Globalt har byggsektoren ofte blitt omtalt som 40 %-sektoren, med et globalt bidrag av både energi og klimagassutslipp på nær 40 %. I Norge er situasjonen noe annerledes som følge av vår høye andel fornybar energi. Dette fordi den viktigste årsaken til globale klimagassutslipp fra bygg, er energibruken. Med lave klimagassutslipp fra produksjon og bruk av energi i Norge, blir altså bidraget til bygg betydelig lavere enn for de fleste andre land. Med utfasingen av fyringsolje de siste årene er klimagassutslipp fra direkte energibruk i bygg også på et historisk lavt nivå.

Byggebransjen har de siste årene gjort en nødvendig vridning bort fra et forholdsvis ensidig fokus på reduksjon av energibruk, til også å inkludere andre elementer, som miljøvennlige byggematerialer, utslippsfri byggeplass, vurdering av transportbehov i bruk, egenproduksjon av energi, ombruksstrategier og sluttbehandling.

Til nå har det ikke vært vanlig å inkludere landskap i et klimagassregnskap for bygg og anlegg, men utslippene er betydelige. Det er derfor avgjørende å rapportere på klimagassutslipp som også inkluderer landskapet, og iverksette tiltak for å redusere disse.

Analyser (EBA 2022) viser at sektoren bygg og anlegg er direkte og indirekte ansvarlig for 15 % av totale klimagassutslipp fra norsk økonomisk aktivitet. Sammenligner vi med

Norges territoriale klimagassutslipp, da eksklusiv Norges aktivitet i utland, øker bidraget til 19 %.

I tillegg til dette er bygg og anlegg ansvarlig for et vesentlig klimabidrag fra import. Importbidraget utgjør 42 % av de totale globale klimagassutslipp norsk bygg og anleggsektor er ansvarlig for.

Massehåndtering i bygg- og anleggsektoren er en stor uadressert utslippsfaktor hvor noe inngår i bygg- og anleggsbransjen, mens en betydelig andel inngår i transportsektoren.

4.2. Problemstilling

Vi tror sirkulære prosesser kan bidra til å løse klima- og naturmangfoldkrisen. I den forbindelse ønsker vi å utrede muligheten for å utvikle fire jordblandinger laget av 100 % ombruksmaterialer som kan brukes i alle bygg- og anleggsprosjekter. Kortreist restavfall fra utbyggingsområder som for eksempel stedlige masser, teglstein samt biokull vil få spesielt fokus i utredningen da de utgjør et betydelig potensial for reduksjon av klimagassutslipp.

4.3. Mål

Dette innovasjonsprosjektet har som mål å utvikle oppskrifter på sirkulære jordblandinger som kan bidra til betydelig reduksjon av klimagassutslipp fra opparbeidet landskap ved å bruke avfall som ressurs og forhindre unødvendig uttak av torv.

Utredningen skal utvikle oppskrifter som blir allment tilgjengelige, og som vil danne grunnlaget for kommersielle produkter. De sirkulære jordblandingenene har et stort potensial til å bli standardiserte og foretrukne produkter for utvikling av landskap.

Målene for prosjektet er å:

- Utvikle og teste hvordan kortreiste, sirkulære avfallsprodukter kan erstatte komponenter i kommersielle jordblandinger for:
 - Grunnlendt kalkmark, Oslofjord (for blågrønne tak).
 - Slåttemark, kalkrik grunn i Nordmarka (for blågrønne tak).
 - Generell jordblanding (for parken).
 - Jordblanding for flerårig, flersjiktet spiselig landskap.
- Redusere negative miljøkonsekvenser ved å erstatte unødvendig uttak av torv som brukes i kommersielle jordblandinger.
- Sikre at jordblandingenene har like gode eller bedre egenskaper for plantevekst, overvannshåndtering og rensing av vann som jordblandinger i dagens marked.

- Tallfeste reduksjon av CO₂ i produksjon av de nye jordblandingene sammenlignet med dagens kommersielle jordblandinger ved LCA-analyse.
- Tallfeste CO₂-opptak fra plantesamfunn og jordliv i de nye jordblandingene.
- Se på muligheten for å lagre karbon ved å bruke biokull.
- Øke bevisstheten knyttet til klimagassutslipp i forbindelse med opparbeidelse av landskap.
- Øke bevisstheten om sirkulære kretsløp i bygg- og anleggsbransjen.

5. Overordna perspektiv

av Dag Jørund Lønning, HGUt

5.1. Regenerativ systemtenking

Natur produserer ikkje «avfall». Det som var blir byggestein i det som skal bli. Alt organisk blir før eller seinare til mold. Og molda er det nye livet sitt opphav. Dette er ein evig syklus som skjer over alt, alltid.

Forbrukarsamfunnet, derimot, produserer enorme mengder med avfall, både organisk og ikkje-organisk. Dette avfallet finn vegen inn i stadig fleire økosystem og er sterkt medverkande årsak til både akselererande klimaendringar og ditto naturmangfaldstap.

Strategiar som søker å bryta med denne negative spiralen, og i staden leggja naturen sin omdannande og skapande logikk til grunn for menneskeleg utvikling, blir gjerne kalla «regenerative».

Ordet «regenerativ» kjem frå det latinske «regenerare» og tyder *fornyning*. For den som vil driva og/eller arbeida regenerativt, er naturen både malen og idealet. Det som var «avfall» skal omkategoriserast og omdannast til «ressursar», byggjesteinar i nytt liv.

Overgangen frå det sosiolog og økonom Thorstein Veblen med profetisk treffsikkerheit kalla «prangande forbruk», til eit regenererande sirkulært system, er i røynda eit enormt og gjennomgripande paradigmeskifte. *De facto* talar me om eit skifte frå eit naturnedbyggjande *til* eit naturbyggjande menneskesamfunn.

Gode strategiar og modellar, samt konkrete tiltak som mobiliserer og involverer breitt, er nødvendige om skiftet skal kunna realiserast innan rimeleg tid.

I dette prosjektet vil me visa korleis det som i dag er kategorisert som avfallsemne frå m.a. byggeindustri og urbane hushaldningar, eventuelt kan omdannast og inngå som element i produksjon av levande mold og med det gi opphav til aukande naturmangfald i urbane område. Både grønne tak og parkområde er aktuelle bruksstader for denne molda.

5.1.1. Korleis praktisera regenerativ utvikling?

Regenerative tiltak og praksisar er utvikla gjennom praktisk orienterte observasjonar og studiar av dei ekstremt komplekse og mangfaldige prosessane som ligg til grunn for oppbygging av humus og jord i naturlege økosystem.

Målsetjinga er å kunna omsetja naturen sine jordbyggingsprosessar til tiltak og aktivitetar som er gjennomførbare og effektive i menneskeproduserte dyrkingslandskap.

Det skal heller ikkje så mykje observasjon til for å avsløra at dominerande metodar innanfor menneskesamfunnet står i direkte motsetnad til naturen sine egne:

Menneskeproduserte dyrkingssystem har i stor grad gjort seg avhengige av importerte næringsstoff, framstilte gjennom ekstremt energikrevjande metodar. Naturen nyttar seg derimot alltid av dei ressursar og næringsemne som er på staden.

Der menneske snur molda opp-ned gjennom pløying, fresing og graving, byggjer natur mold oppover. Organiske emne legg seg oppå marka, og derifrå blir dei omdanna til humus og mold. Det enorme mikrolivet i jorda er avgjerande i denne omdanningsprosessen. Mekanisk omarbeiding av molda vil alltid ha negative effektar for dette livet (med omdanningsreduksjon som resultat).

Eit tredje tema handlar om samansetjinga av plantar. Med industrielle dyrkingssystemer følgjer standardisering og effektivitetskrav. Med meir og meir monokultur som resultat. Og dette gjeld ikkje berre i åkeren. Den einsarta plenen har tatt monokulturen inn i hagen. Utfordringa blir då at natur alltid søker mot det motsette; mangfald. Meir og meir mangfald heile, heile tida (Lønning 2019).

Og natur er over alt. Også på monokulturelle areal. Utfordringa er likevel at dei organismar som gjerne dominerer her slett ikkje er dei ein ønskjer seg. For natur både bryt ned og byggjer opp. Ofte er det første nødvendig for å kunna lukkast med det siste. Dette er årsaka til at industrielle dyrkingssystem er så utsette for «skadegjerarar» (oftast råtesopp og ymsande nedbrytande mikroorganismar) og «ugras» (plantar som veks der ein ikkje vil ha dei). Slike uønskte organismar oppstår ikkje i eit vakuum. Dei er del av naturen sin freistnad på å gjeninnføra mangfald.

Konsekvensane er at natur blir dyrkaren sin «fiende», ein fiende ein møter med «kjemisk krigføring» (gift) eller med endå ein dose mekanisk jordarbeiding. Men ettersom naturen aldri gir opp, blir kampen for monokulturen ei vaskeekte og ekstremt energi- og ressurskrevjande Sisyfos-oppgåve.

Målsetjinga med eit regenerativt system er det diametralt motsette. I staden for å prøva å halda naturen på avstand, legg ein til rette for at den, med sitt enorme verktøyskrin, både skal bli medspelar og til og med ta over stadig meir av arealforvaltinga.

Frå mange regenerative pionerar sine naturobservasjonar er det utleia fire heilt sentrale prinsipp:

5.1.2. Forstyr molda så lite som mogleg.

Mold er levande. Me talar om det desidert største økosystemet på landjorda. Berre i ein neve med god mold kan det vera millionar av artar og trillionar av individ (Lindbo, Koslowski, Robinson eds. 2012). Dette livet har oppgåver. Det er heilt sentralt i omdanninga av organisk materiale til humus så vel som i plantane sitt næringsopptak. Like viktig er også lagring, over kortare eller lengre tid, av det fotosyntetisk skapte karbonet som plantane fører ned i molda gjennom rotsystemet.

Alt dette er «økosystemtenester» som kjem alt levande på planeten vår til gode. Utan eit fungerande mikroliv i molda kan ingenting eksistera. Heller ikkje menneskja.

Med dette bakteppet burde det vera lett å forstå kvifor råd nummer ein innanfor regenerativ dyrking er å la mikrolivet i molda få mest mogleg fred og ro til å utøva desse kritisk viktige oppgåvene. Natur byggjer mold oppover, i lag på lag. Når me tek i bruk plog, jordfres eller spade, både øydelegg me og snur opp ned på desse laga. Nokre mikrobeartar toler ein del «røff behandling», andre er svært sarte og går kvikt ut. Når dette skjer vil økosystema i molda, og alle dei viktige funksjonane deira, bli sett kraftig tilbake. Det kan ta til dels lang tid før systemfunksjonane er fullstendig restaurerte.

Dyrkaren vil merka at molda fungerer dårlegare som næringskjelde for plantar, og blir då avhengig av å tilsetja meir næring (ofte i form av kunstgjødssel). Dette har ytterlegare negative systemeffektar, ved at visse artsgrupper av mikroorganismar vert stimulerte medan andre forsvinn. Molda, forstått som heilskapleg økosystem, vil gradvis bli meir og meir utarma.

Legg ein då til at mekanisk jordarbeiding både er arbeidskrevjande og dyrt, gjev det god meining å la naturen styra moldbygginga i størst mogleg grad. I intensive, men høvesvis lite arealkrevjande, urbane dyrkingssystem, bør ingen eller minimal jordarbeiding vera fullt ut gjennomførbart.

5.1.3. Ha molda dekkja så mykje som mogleg.

Fenomenet «naken jord» er i stor grad menneskeskapt. Det finst berre unntaksvis og kortvarig på dei areal der naturen er gartnar. Naken jord er sårbar for kraftig perspirasjon, erosjon og avrenning. Det skjer heller ingen karbonproduksjon gjennom fotosyntese. Dermed fell næringstilgangen til livet i molda dramatisk, med endå meir utarming som resultat.

For den regenerative dyrkar handlar det difor om å unngå naken jord i størst mogleg grad.

Det finst fleire måtar å gjera dette på. Jorddekke, fortrinnsvis med organisk materiale, er ein av dei. Dette hindrar dei tre første problema som er nemnde over. Grasklipp, halm, oppklippa cellulose og/eller flis kan alle nyttast som jorddekke.

Det å dekkja jorda med plantar er likevel den mest effektive metoden for å sikra vedvarande tilførsle av karbon i molda. Om lag halvparten av det karbonet planten produserer i fotosyntesen går ned i røtene, og om lag halvparten av dette att - 25 % av totalen - blir utsondra i molda som såkalla «eksudat». Denne utsondringa er den viktigaste forklaringa på at mikrolivet alltid er rikast i rhizosfæren, i jorda rundt planterøtene.

Enorme mengder mikrobar søkjer mot rhizosfæren for å sikra seg ein smakebit av karboneksudatet. Med seg har dei eit rikt mangfald av dei næringsstoff planten treng, utvunne frå mineralske eller organiske emne i molda. Slik skjer det i praksis ein «byttehandel» mellom plante og mikroliv. Både partar får næring.

Dess djupare røtene går, dess tryggare ligg og karbonet. For den som skal byggja opp meir eller mindre varige grøntareal, handlar det såleis om å maksimera molddjupna og sørgja for at fleir-/mangeårige plantesamfunn dannar basisen.

5.1.4. Legg til rette for mangfald både oppå og under jordoverflata

I den grad natur kan seiast å ha ei overordna «retning», eller til og med «vilje», kan denne formulerast som «stadig meir biologisk mangfald». Prosessen mot aukande mangfald er ramma inn av lokalt klima, geologi og lysforhold, men den skjer uansett og overalt. I regnskogen, i ørkenen, under havisen i Arktis så vel som i den menneskeskapte parken eller takhagen.

Prinsippet her er «enkelt»: Mangfald avlar mangfald. Meir mangfald over bakken gjev meir mangfald under. Og omvendt. Større mangfald under bakken medfører også meir tilgang på plantenæring og betre karbonlagring.

Monokultur står i direkte motsetnad til mangfald, og er eit dyrkingsprinsipp som utan unnatak vil gje utfordringar med (1) plantar som veks der ein ikkje ønskjer at dei skal veksa («ugras») og/eller med (2) ymsande organismar som går til åtak på matplantane («skadegjerarar»). Naturen arbeider utrøyttelig for å auka mangfaldet, også i den monokulturelle åkeren eller plenen, og dei organismar me oppfattar som uønskte er alle del av dette mangfaldsutvidingsarbeidet.

Den regenerative dyrkaren søkjer aktivt å unngå «konfliktsituasjonar» med naturen, ved sjølv å leggja til rette for naturen si mangfaldsutviding.

Samplantingar med eit stort tal planteslag er difor eit vanleg syn på regenerative matproduksjonsareal. Grunngevingane handlar om mold, men også om å byggja meir

robuste og balanserte økosystem. Eittårige matvekstar har ofte selskap av fleirårige urter og buskvekstar ettersom slike vekstar kan gje gode og attraktive leveområde for dei organismane som held «skadedyra» i sjakk.

Strategi for nedkjemping av dei «hata» og etter kvart meir eller mindre allstadnærverande brunsneglane, er eit godt døme på korleis det regenerative står i rak motsetnad til det såkalla «konvensjonelle». Det konvensjonelle rådet er gjerne å kvitta seg med alt «laust» organiske materiale. Det vere seg både kvist- og lauvhaugar. Det handlar om redusera talet på både buskar og bed, og dermed ha så mykje open plen som råd.

Det regenerative rådet er diametralt motsett. Ein blir oppmoda til å planta tettare og meir mangfaldig, og gjerne ha rikeleg med både kvist-, lauv- og komposthaugar. Ja, slike haugar kan vera gøyeme- og ynglestader for sniglar, men det er også heilt andre artar som er avhengig av fuktige område for å trivast. Det ein ønskjer er å leggja optimalt til rette for brunsneglane sine fiendar. Amfibiar er gode døme på slike. Både frosk og padder et store mengder sniglar. Stålormen er også ein aktiv sneglejeger.

Mangfald er like sentralt som prinsipp i jordbygging. Ein kompost bygd opp av ulike organiske emne, vil trekkja til seg eit større mangfald av mikroliv, og dess større dette mangfaldet er, dess fleire blir også næringsemna i den ferdige komposten. Tilsvarende vil gjelda for dei mineralske emna i jordblandinga. Dess meir mangfaldige desse er, dess fleire artar av mikroorganismar vil ein finna, og dess fleire mikronæringsemne vil vera tilgjengelege for plantane.

I oppbygginga av varige dyrkingsareal som parkar og «grøne tak» er det særleg viktig å planleggja og handla for mangfald og balanse. Dess meir ein lukkast over tid, dess meir vil naturen ta over forvaltings- og fornyingsarbeidet.

5.1.5. Tilfør jamleg organisk materiale på overflata

Omdanninga av det som var til det som skal bli – frå organisk «avfall» til humus og mold – er, ved sida av fotosyntesen, den viktigaste og mest verdiskapande prosessen i naturen. Også denne skjer overalt og til all tid.

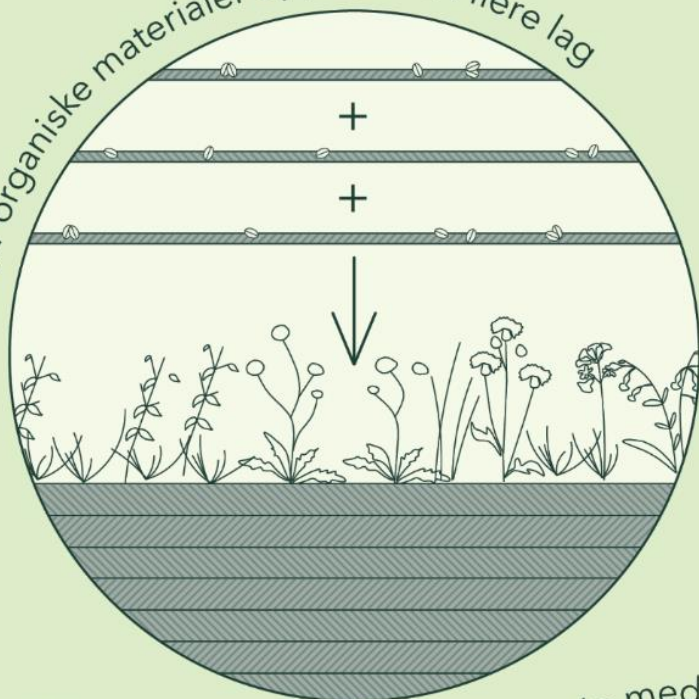
På dei store grasslettene trampar beitedyr ned store mengder gras. Dette blir overflatekompostert og omdanna til humus av myriadar av mikroorganismar. I planeten sine mange skogar skjer den same omdanningsprosessen med basis i visna lauv, nedfallsgreiner og anna daudt tremateriale.

Tilføring av organisk materiale er ein føresetnad for rikt mikroliv, og difor også for rikt planteliv.

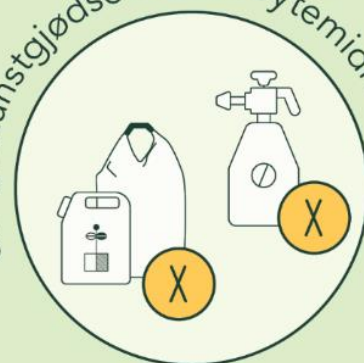
I regenerative praksisar skjer denne tilførsla i all hovudsak på jordoverflata. Det kan dreia seg om å unngå å fjerna plantemateriell som visnar naturleg ned, men det kan også handla om tilføring av meir eller mindre omdanna husdyrgjødsel, kompost frå ymsande kjelder, eller meir karbonriktmateriell som treflis. Det siste særleg på dyrkingsareal dominert av staudar, buskar og tre.

Regenerativt landskap: etablering og skjøtsel

Tilfør organiske materialer oppå jorda i flere lag



Unngå kunstgjødning og sprøytemidler



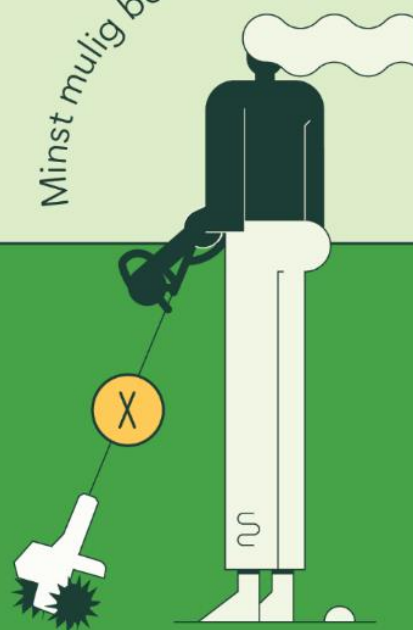
Dyrk et stort mangfold av vekster



Dekk jorda med planter



Minst mulig bearbeiding



5.2. Molda; det viktigaste karbonlageret på planeten

Av dei om lag 3100 gigatonn med karbon som finst i dei landbaserte biosystema på planeten vår, er over 80 % (2500 gigatonn) i molda (Ontl & Schulte 2012). Den levande molda er såleis både det desidert største økosystemet (Lønning 2017) og karbonlageret på landjorda. Det er tre gongar så mykje karbon i molda som i atmosfæren. Og slik skal det også vera. I molda startar livet. Det karbonet alltid er ein del av. Det er livet som var, er og skal koma.

All organisk aktivitet medfører utslepp av CO₂, og karbon inngår som viktigaste byggjestein i alle organiske samband. Det metafenomen me kallar natur brukar enorme mengder karbon til ei kvar tid, men inkluderer også ditto biokjemiske prosessar for å sikra at lagra aldri går tomme. Naturen kan karbonfangst og -lagring. Det veldige karbonlageret under føtene våre er resultatet av eit urgammalt gigasamarbeid mellom sol, planteliv og myriadar av moldlevande mikrobar:

Planten nyttar karbonet den trekkjer ned i molda til å byggja røter, men mykje av dette karbonet blir også ein slags «valuta» for planten. Gjennom komplekse byttesystem hentar mikrobar ymsande næringsstoff inn til planterøtene i bytte mot ørsmå supar av det søte karbonet (Lønning 2019).

Mykje av karbonet kjem såleis ned i jorda gjennom planterøtene, men treng hjelp av mikroorganismar – bakteriar, sopp og ymsande rovdyr – for å bli lagra (ibid.). Det er også mikrolivet som omdannar alt det organiske materialet som legg seg oppå moldoverflata til humus og meir varige karbonformer. Ny forskning indikerer at mikrobane si rolle er endå meir omfattande. «Økosystemtenestene» dei utfører som levande sikrar molda som karbonlager, men også som daude held tenesteproduksjonen fram. Konvensjonell kunnskap om det organiske innhaldet i molda har vore at dette stort sett består av planterestar og dyregjødsel.¹ Denne kunnskapen treng no modifisering, hevdar forskarar frå Lawrence Livermore National Laboratory. Gjennom eiga forskning og samanstilling av andre studiar, finn dei at så mykje som halvparten av alt det organiske innhaldet i molda kan bestå av daude mikroorganismar (Lawrence Livermore National Laboratory 2022). Mikrobane si rolle er dermed «dobbel»: Dei både medverkar aktivt i karbonlagringa i molda og blir sjølve ein del av det same karbonlageret.

Mangfald er både føresetnad for og resultat av desse prosessane. Effektiv karbonlagring er avhengig av eit rikt og variert mikroliv i molda (fullverdige økosystem), og mangfaldig

¹ <https://www.soilquality.org.au/factsheets/how-much-carbon-can-soil-store> Sist vitja 14.11.22

mikroliv medfører også tilgang på både meir og meir variert plantenæring. Større mangfald under bakken gir difor større mangfald over. Og motsett.

Slik mangfaldsutvikling skjer innanfor eit naturområde sine til ei kvar tid klimatiske, geologiske og biologiske rammer. Karboninnhaldet i molda held difor ikkje fram med å stiga i det uendelege, men finn sitt ekvilibrium innanfor desse rammefaktorane.

5.2.1. Dei fremste årsakene til karbontap frå molda

Samspelet som er skildra over er milliardar av år gammalt. Det skaper den grønne planeten og difor livsgrunnlaget for alt levande.

Det er eit robust samspel, men det har likevel synt seg uhyre sårbart for dei menneskelege masseproduksjons- og naturbruksmetodane me gjerne kallar «industrielle». Karbonet ligg ikkje lenger trygt i den molda menneske brukar, den me kallar matjorda. Dei dominerande jordbruksformene i samtida medfører utarming av mold og tap av karbon. Desse tapa blir stadig større. Så mykje som 50 - 70 % av karbonet i den dyrka jorda kan ha forsvunne sida den industrielle revolusjonen og fram til i dag.² Me snakkar om 133 milliardar tonn karbon (over 500 milliardar tonn CO₂), om lag 8 % av den totale karbonmengd i all jord på planeten.³

Med dette blir ein balanse (mellom terrestrisk og atmosfærisk karbon) som har vore der i milliardar av år stadig meir truga. I følgje FN sitt klimapanel stig CO₂-nivået i atmosfæren med så mykje som 3,5 gigatonn pr år (Ontl & Schulte 2012). Den globale matproduksjonen er den største bidragsytaren, og utslepp frå matjorda utgjer ein betydeleg del. I følgje den amerikanske klimaforskaren Jonathan Sandman utgjer karbontap frå molda mellom 10 - 20 % av alle samla menneskeskapte klimautslepp.⁴

På felt etter felt ser me korleis moderne idear og praksisar om masseproduksjon av eit avgrensa sett av biologiske produkt på eit avgrensa område, strir med naturen sin innebygde mangfaldslogikk:

² <https://news.climate.columbia.edu/2018/02/21/can-soil-help-combat-climate-change/> Sist vitja 14.11.22

³ <https://www.carbonbrief.org/worlds-soils-have-lost-133bn-tonnes-of-carbon-since-the-dawn-of-agriculture/> Sist vitja 14.11.22

⁴ Ref. førre fotnote

- Mikrolivet i molda eller mold som økosystem har i uhyre liten grad vore i fokus i jordbruksutvikling og jordbruksdebatt dei siste tiåra.⁵ Teknologitvutvikling har handla om volum, ikkje om moldvern. Heller ikkje i naturverndebatten har livet i molda hatt noko plass, og dei kritisk viktige organismane under oss er framleis utan noko form for vern.
- Monokultur vinn stadig meir om seg på planeten, og monokultur over bakken får enorme negative konsekvensar for mikrolivet under bakken. Skadegjerarar trivst svært godt under slike forhold, og gift må takast i bruk for å halda desse i sjakk. Dette forsterkar dei negative effektane på økosystema i molda.
- Tilsvarande blir det meir naken mold store delar av året. I naken mold veks det ikkje plantar til å gjennomføra fotosyntese, og difor kjem det heller ikkje karbon ned i molda. «Utarming» av mold er eit anna ord for mold med mindre og mindre liv. Og mindre og mindre liv gir endå mindre karbonfangst og -lagring.
- Natur byggjer mold oppover. Det er alltid mest mikroliv høgt oppe i humuslaget. Allstadenverande aktivitetar som pløying og fresing snur opp-ned på den naturlege moldproduksjonen, og dette påverkar mikrolivet negativt.⁶ Slike aktivitetar bidreg og med mykje klimautslepp. At ploegen blir meir og meir effektiv, er eit stort og vedvarande trugsmål mot det viktige karbonet i matjorda, seier den amerikanske jordforskaren Don Reicosky. Han fortel m.a. om eit forsøk frå ein amerikansk ranch der ein målte kumulative CO₂-tap frå jorda i 24 timar etter pløying på ulike djupner. Utanding frå upløgde mold blei målt som kontroll. Resultata viste at den upløgde molda anda ut 10 gram CO₂ pr kvadratmeter pr døgn. Det same talet for mold som var pløgd ned til 10 cm var 48 gram. Og så steig tala respektivt dess djupare ein pløgde: 105 gram der ein hadde pløgd til 15 cm, 202 gram der ein hadde pløgd til 20 cm, og 229 gram der ein hadde pløgd til 28 centimeter (Reicosky 2014). Dette er så store utslag at dei ikkje kan ignorerast. Er det *ei* enkelthandling me no burde gjera for den klimaendringstruga planeten vår, er det difor å pensjonera ploegen, skriv difor forfattar og miljøforkjempar Courtney White i boka Two Percent Solutions for The Planet (White 2015).

⁵ Ei lang rad med nasjonale og internasjonale landbruksmeldingar, white papers, policy-analysar og strategidokument blei gjennomgått i arbeidet med Jordboka (Lønning 2017). Det blei funne særst få referansar til og/eller diskusjonar av mikroliv og molda som sårbart økosystem.

⁶ <https://www.sciencedaily.com/releases/2016/10/161004125836.htm> Sist vitja 14.11.22

5.3. Om karbonfangstskilnaden mellom naturskapte og menneskeskapte agroøkosystem

I boka *The Carbon Farming Solution* presenterer Eric Toensmeier (Toensmeier 2016) ein interessant studie som tydeleggjer karbonfangstskilnaden på naturskapte og menneskeskapte økosystem.

Studien er frå Colombia og samanliknar utslepp av metan og fangst av karbon i fire svært ulike kjøttproduksjonsregime: (1) beite som er delvis utarma/overbeita og som difor har redusert produksjon, (2) kunstsådd beite i rimeleg god produksjon, (3) tradisjonelt kulturbeite med stor plantevariasjon og innslag av buskar og kratt og (4) tradisjonelt kulturbeite som både har stort mangfald av beitevekstar, buskar, kratt og store tre.

Skilnadane mellom desse fire viste seg å vera enorme:

Det delvis utarma beitet (1) fanga ikkje karbon i det heile. Snarare tvert om. Det sleppte ut 1 tonn karbon pr hektar. Alt metanet frå beitedyra kom i tillegg, 2,3 tonn pr hektar, og gav eit svært negativt klimaresultat.

Beiteområdet som ikkje var utarma, og i tillegg hadde innslag av ein del belgvekstar (2), fanga derimot ein god del karbon. 3,3 tonn pr hektar. Men dette var framleis alt for lite til å null ut den negative effekten av dei samla metanutsleppa frå dei beitande produksjonsdyra. Desse utsleppa var på 6,5 tonn pr hektar (utsleppa gjekk opp som effekt av auka produksjon i forhold til arealtype 1). Og sluttresultatet var difor framleis godt på minussida. Her er det rett og slett alt for mange beitedyr i forhold til det arealet klarar å fanga av karbon.

Arealtype 1 og 2 er menneskeproduserte enger, med forholdsvis liten plantevariasjon og gjerne underlagte intensive mekaniske og kjemiske regime. Arealtype (3) og (4), kulturbeita, er forvalta kvalitativt annleis. Naturen står her for plantevariasjonen, og sida molda ikkje er pløgd er livet under bakken i prinsippet intakt.

I kulturbeite type (3), fann forskarane karbonfangst på heile 17 t pr hektar, medan utsleppet av metan var 8,2 tonn (igjen ein viss auke grunna større grovfôropptak). Ein sit såleis att med eit positivt resultat på 8,8 tonn pr hektar. No fangar altså molda betydelege mengder med karbon.

I kulturbeite type (4) var utslaga endå mykje større. Her målte ein karbonfangst på heile 34,7 tonn pr hektar. Metanutsleppet var framleis 8,2 tonn, og netto gevinst difor heile 26,5 tonn karbon pr hektar. Kjøttproduksjonen auka også monaleg.

5.4. Korleis lukkast med karbonfangst i mold

Beitelandskapa med stor variasjon både når det gjeld grassortar, samt innslag av buskar og tre (som arealtype (3) og (4) i dømet over), kan binda veldig mykje karbon. Nettopp fordi mangfaldet under bakken vil vera så stort.

Ei forskargruppe frå Holland og Danmark ville testa ut dette og blei overraska over det dei fann. Då dei auka mangfaldet av vekstar over bakken i grasmark, fann dei at nivået av både karbon og nitrogen i molda også auka. Faktisk heile 18 % (K) og 16 % (N) samanlikna med det monokulturelle kontrollarealet. Og dei hadde ikkje nytta nitrogenfikserande vekstar i det heile (Cong et.al 2014). Det dei fann, var eigentleg berre at natur gjorde det natur er; mangfald.

Motsett, når me reduserer mangfaldet og skaper meir og meir monokultur, blir det også meir og meir monokultur under bakken. Store, meir eller mindre monokulturelle, kunstenger (landskapstype (1) og (2) over), er produkt av langvarig utforsknings- og utviklingsarbeid innanfor industrilandbruket. Ja, dei kan produsera mykje volum, men dei hindrar også svært så effektivt naturen under bakken å gjera jobben sin. Plantane blir då i aukande grad utsette for skadegjerarar, behovet for kjemiske innsatsmidlar stig, og mikrolivet blir ytterlegare redusert. Og dermed også karbonfangsten.

Frå Colombia-dømet og drøftinga over, kan følgjande konklusjon trekkjast:

Karbonbinding kan ikkje verka utan liv i molda, utan at naturen får høve til å gjera jobben sin. Lagring av karbon er i stor grad ein biologisk prosess. Utan eit fullverdig økosystem i molda, vil den berre i svært avgrensa grad fanga og binda karbon.

Og dermed må følgjande også vera korrekt:

Det aller viktigaste kriteriet for å lukkast med karbonfangst i mold som aktivitet, må vera å ikkje leggja hindringar i vegen for naturen sine eigne karbonlagringsprosessar.

Det er og med dette som bakteppe me må forstå både det negative fokuset på raudt kjøt og mykje av den kritiske forskingslitteratur som er produsert dei seinaste åra om karbonlagring i mold som potensiale i klimakampen:

For brorparten av den intensive kjøttproduksjonen i verda i dag, skjer anten i såkalla «feed-lots», utan beite i det heile, eller på arealtypar tilsvarande (1) og (2) over. Og då blir produksjonen av raudt kjøt *de facto* ein klimaversting. Tilsvarande er det aller meste av den industrielle volumproduksjonen av mat-, fôr- og pryvvekstar underlagt produksjonsregime som i uhyre liten grad opnar for naturleg karbonfangst og lagring.

Heller ikkje innanfor den forskingslitteratur som stiller seg kritisk til karbonlagringspotensialet i mold kjem det dramatiske skiljet mellom menneskeproduserte og naturproduserte areal godt nok fram. Den mykje siterte kunnskapsstudien «Grazed and confused» frå The Food Climate Research Network (FCRN) (Garnett et.al 2017) aviser meir eller mindre fullstendig at mold og beiting kan vera viktige verkøy i klimakampen. Det er ikkje vanskeleg å følgja argumentasjonen i rapporten. Problemet er at den unngår å tydeleg presisera at studiane som ligg til grunn i all hovudsak gjeld karbonfangstpotensial i intensive, menneskeproduserte jordbrukssystem.⁷ For det uomtvistelege faktumet at molda lagrar enorme mengder karbon og er planeten sitt viktigaste karbonlager står sjølvsagt fast.

Kritisk viktige spørsmål om litt lenet einaste rapporten dermed evnar å visa, er det me eigentleg har visst veldig lenge, nemleg at dei rådande industrielle produksjonsmetodane i jordbruket fører til netto karbontap.

Ein annan kritisk kunnskapsstudie, denne frå Center for Strategic and International Studies ved University of Berkeley søkjer litt lenger, ved å identifisera tidsfaktoren som avgjerande. Ja, mold lagrar karbon, men dette skjer over svært lang tid. Så seint går det at målingar kan slita med å fanga opp skilnaden frå det eine året til det andre. Dessutan er mange av faktorane som er involverte i karbonfangst og lagring ukjende for oss. Som klimastrategi er difor karbonfangst i jordbruket eit svært så usikkert kort, slår studien fast (Lutz and Welsh 2021).

Dette tidsaspekt-argumentet er attkjenneleg mellom anna frå den norske jordvern-debatten, der ein ofte høyrer at det tek x tal år (ein høyrer både 100, 500 og 1000 år nemnt) å byggja fem centimeter med jord. At dette er eit svært upresist argument når målet er å verna om moderne industrielt jordbruk er ein ting (ei jordbruksform som utarmar meir enn den byggjer jord), viktigare i denne samanhengen er det å peika på at moldbygging kan skje vesentleg raskare. Også i 100 % naturlege system. Skog med rikt tilgjenge på organisk materiale på moldoverflata er eit godt døme (Lønning 2020).

Forskiings- og praksismiljø innanfor regenerativt jordbruk, der karbonfangst og moldbygging er sjølvstendige produksjonsmål, veit også at det går an å leggja aktivt til rette for at mykje mold kan byggjast (og karbon lagrast) rimeleg raskt.⁸

⁷ Den truleg mest kritiske komponenten i karbonfangst i mold, mikrolivet, er knappast omhandla i det heile i kunnskapsstudien.

⁸ Lønning 2027 og 2019 summerer opp denne kunnskapen.

Landskapstypene (3) og (4) i dømet frå Colombia er så absolutt ikkje utan menneskepåverknad. Ja, plantelivet får veksa naturleg fram, og livet i molda får fred til å gjera jobben det er meint å gjera, men sjølve beitinga er organisert for aktivt å stimulera naturen sine karbonlagringsprosessar. Beitedyr i regenerative system blir flytta ofte. Dette gjer ein for å oppnå tre effektar: Dyra får mat, ja, men berre ein tredel av grasmassen skal beitast til ei kvar tid. Ein annan tredel skal trampast ned, slik at organisk materiale blir tilført oppå bakken. Den siste tredelen står att for å driva fotosyntese. Når graset blir beita skånsamt, blir fotosyntesen i røynda maksimalisert. Graset treng no veksehjelp frå mikrolivet, og «pøsar» ut karbon gjennom røtene for å lokka mikroorganismar med næringsstoff inn i rotsonen.

Og då blir og langt meir karbon lagra, viser fleire uavhengige studiar (e.g. Machmuller et.al. 2015). Naturmangfaldet aukar også, og det same gjer avlingane.⁹ Forskarar har og synt at dette typen styrt beiting også fangar og lagrar meir karbon enn meir «passive» karbonlagringsmetodar som pløyefri dyrking (Seo, Filho and Brugnara 2017).

Forskarar frå University of Georgia og University of Florida fann karbonfangst på opp til 8 tonn pr hektar i denne typen beitesystem (Machmuller et.al. 2015). Dei fann også at molda si evne til å halda på næring auka med over 90 %, og at evna til å halda på vatn auka med over 30 %. Ein hovudkonklusjon i dette arbeidet, er at naturnært landbruk også gir betre økonomi for bonden (ibid.).

Dette illustrerer eit viktig poeng: Suksesskriteriet som vart presentert over er eit minstekrav for å lukkast, men karbonfangst i jordbruket kan gjerast til ein langt meir aktiv og effektiv strategi.

Effektivt tiltak 1: Karbonfangst og lagring i mold kan stimulerast ved å leggja aktivt til rette for at naturen sine karbonlagringsprosessar kan skje raskare.

Styrt beiting er berre eit av fleire døme på slike tiltak. Aerob kompostering og bruk av kompost er eit anna.

At aerob kompost kan vera eit særst effektivt verktøy for å stimulera naturleg karbonfangst (og dermed også jordbruksproduksjon), er synt mellom anna gjennom det langvarige Marin Carbon Project, eit langvarig samarbeid mellom bønder, rådgivarar og aksjonsforskarar.

⁹ https://phys.org/news/2015-04-regenerative-agriculture-greater-biodiversity.html#google_vignette Sist vitja 14.11.22

Marin er eit område i Nord-California med mykje gras og storfe. Prosjektet har såleis hatt eit særleg fokus på beitepraksisar og karbonlagring i eng. Det ein såg då ein byrja karbonmålingane, var at det me gjerne oppfattar som «vanleg» eng i landbruket i dag, lagra lite karbon. Tvert om, karbontap frå denne arealtypen er eit stort problem i California. Og med ei landbruksutvikling i retning stadig større besetningar, talar me om eit klimareknestykke som ikkje går opp. Metanutsleppa blir større enn det enga fangar (jmf. Colombia-dømet).

Ei første viktig forklaring ein fann var at dei europeiske settlarane hadde med seg høgtytande grassortar med mykje biomasse over bakken og lite under. Desse sortane kom då i staden for det naturlege fleirårige præriegraset med omfattande rotsystem. Dette byttet gjorde difor at mindre karbon kom ned i molda. Ergo; mindre mat til mikroorganismane og mindre liv. Areal mistar då også den karbon som dei tidlegare langrota prærievækstane fanga.

Det å få tilbake meir av dei gamle grassortane, blei difor eit mål i prosjektet. Men det store gjennombrøtet kom først då prosjektet byrja å ta i bruk kompost for å byggja opp att livet i molda. I 2008 kjøpte ein inn nokre lass frå ein profesjonell produsent, og spreidde eit tynt lag – tilsvarande eit par centimeter – utover tre enger.

Effekten var tydeleg. Det å kompostera hindrar at organisk materiell blir liggjande og rotne og sleppa ut potente klimagassar. Ved å bidra til plantevekst, medverkar komposten også til å henta CO₂ ut frå atmosfæren gjennom fotosyntese. Kompost fører vidare organisk materiell som tidlegare er henta ut frå atmosfæren via fotosyntesen tilbake til molda.¹⁰

For første gong på svært lenge byrja desse californiske engene no å fanga karbon framfor å sleppa den ut. I utgangspunktet hadde forskarane forventa at komposten berre ville bli broten ned, og at karbonet – kanskje og saman med metan og lystgass – ville forsvinna ut att i atmosfæren. Men dette skjedde ikkje. Ein registrerte ikkje utslepp frå denne komposten i det heile. Tvert om hjelpte komposten plantane å henta ned meir karbon. Også etter at det tilførte karbonet i komposten var trekt frå, sat ein att med eit betydeleg overskott i molda. Areal som før behandlinga tapte karbon, blei no netto fangstområde. På dei areal ein hadde tilført kompost, auka karbonlagringa faktisk med mellom 25 % til 70 %. Og då er den tilførte komposten halden utanom. Og karbonfangsten gjorde underverk for produksjonen. Den auka med mellom 40 % til 70 % (Ryals and Silver 2013).

¹⁰ <https://www.nytimes.com/2018/04/18/magazine/dirt-save-earth-carbon-farming-climate-change.html> Sist vitja 14.11.22

Etter kvart som dei naturlege lagringsprosessane byrja å verka att, blei også metanet bunde i molda. Og det vart heller ikkje registrert utslipp av lystgass frå områda som var behandla med kompost.

Slike svært oppmuntrande resultata, har seinare ført til langt meir forskning rundt kompost og klima i dette prosjektet. I fleire større arbeid, har forskingsgruppa i California no synt, gjennom praktiske forsøk og vedvarande målingar over tid, både at karbonet frå ei mindre tilføring av kompost kan vara svært lenge i molda (i alle fall 30 - 100 år) (Hartman et.al 2015), og, vidare, at skikkeleg, aerobisk kompost gir langt mindre klimautslipp enn både kunstgjødsel og uomdanna husdyrgjødsel. Og det på tvers av økosystem og bruksområde. Dei tilrår difor sterkt kompostering av både husdyrgjødsel og anna organisk materiale både som (a) tiltak for å spara store mengder klimautslipp, som (b) verktøy for auka karbonfangst og som (c) kjelde til auka produksjon på beite (DeLonge, Ryals and Silver 2013).

5.4.1. Å stabilisera overflatekarbon gjennom pyrolyse og tilsetja det som biokol i molda

Det andre aktive tiltaket me presenterer for potensielt å monaleg auka karbonmengda i molda på relativt kort tid, er svært ulikt det første. Dette tiltaket krev langt større menneskeleg innsats i form av energi og arbeidsmengd. Dei økonomiske kostnadane er også ein faktor når ein skal rekna på effektiviteten.

Råvara her kan vera det meste av organisk overskotts- eller avfallsmateriale. Gjennom pyrolyseprosessen, nedbrenning på svært høg varme, vil karbonet bli redusert til ei stabil form med eit særst høgt C/N-forhold, ei form det vil ta veldig lang tid (kanskje fleire hundre år) for mikrolivet å bryta ned.

Det er dette produktet, biokolet, som vert tilsett i molda. Ein flyttar med andre ord overflatekarbon til molda, der det både vil bli lagra og utgjera del av den karbonreserve det nye livet veks fram frå.¹¹

Karbonlagringspotensialet ved ei storskala global satsing på biokol er kalkulert til å vera mellom 2 og 5 milliardar gigatonn CO₂ (mellom 0,5 og 1,3 gigatonn karbon) i året (Institute for Carbon removal Law and Policy 2018). Ein interessant studie frå delstaten Sao Paulo i Brasil, viser at produksjon av biokol både kan fjerna dei utfordringar det organiske avfallet etter den betydelege sukkerrøyr-produksjonen representerer, og auka karbonlagra

¹¹ <https://www.nibio.no/tema/jord/organisk-avfall-som-gjodsel/biokull> Sist vitja 14.11.22

i molda med mellom 2 og 3 tonn karbon pr hektar i året. Ein slik karbonfangst ville utgjera heile 31% av delstaten sine totale klimautslepp i 2016 (Lefebvre et.al. 2020).

Naturleg omdanning og karbonlagring i molda krev vedvarande tilførsel av organisk karbon. Tilsetjing av kompost er eit både billeg og enkelt tiltak for å sikra slik tilførsle i moldblandingar som skal nyttast på bakkenivå. Når det gjeld moldblandingar for grønne tak, stiller det seg derimot annleis. Praktiske vanskar med vedvarande tilførsle av organisk materiale kan medfører at ein eventuelt ønskjer blandingar med mindre omdanning. Då kan massereduksjon gjennom pyrolyse tilsetjing av biokol i blandingane vera eit svært godt alternativ for å auka karboninnhaldet.

5.4.2. Kan grønne tak fanga karbon?

Det er gjort ein del studiar av karbonlagringspotensialet til grønne tak, og sjølv om dei målte fangstresultata spriker like mykje her som dei synest å gjera mellom veldig mange av dei studiane som har målt og/eller kalkulert karbonfangstpotensialet i molda på bakkenivå, svarar dei alle eit samstemt ja på spørsmålet i overskrifta.

Ein metakalkyle av fangstpotensialet til det samla grønne takarealet i Seattle by, viste at desse truleg kan fanga over 2100 tonn CO₂ pr år (Steinberg 2021). Om dette talet stemmer, talar me om eit betydeleg klimabidrag.

To studiar frå Michigan og Maryland fann at såkalla sedumtak (dei mest «vanlege») med ei djupne mellom 6 og 12 centimeter evna å fanga mellom 300 – 400 g karbon pr m² pr år. Dette er den totale fangsten som også inkluderer plantevekst oppå bakken. Karbonfangsten i molda utgjorde om lag 100 g karbon pr m² (Getter et.al. 2009). Dette utgjør 1 tonn karbon, eller 3,77 tonn CO₂, pr ha pr år.

I dei fleste av studiane me har sett på i dette arbeidet er det likevel gjort eit poeng av at sjølve konstruksjonen og etableringa av grønne tak er ei kjelde til relativt store utslepp, og dette aspektet må takast med når grønne tak skal drøftast som eventuelle klimatiltak. Ein rapport frå Midt-Austen viste at utsleppa i konstruksjonsprosessen auka med heile 4,6 kg karbon pr m² om ein samanliknar med eit tradisjonelt tak (Seyedabadi et.al 2021). Dette representerer ei betydeleg utsleppsauke. Dess meir logistikk, dess meir forstyrring av naturlege økosystem, og dess meir arbeid, dess meir vil utsleppa auka. Eit standard grønt tak vil fanga meir enn det slepp ut (om ein reknar ei gjennomsnittleg levetid på om lag 30

år), men det kan fort ta mellom 6 og 16 år blir det hevda i ein gjennomarbeidd presentasjon av det grønne tak-konseptet Purple Roof.¹²

Det finst likevel måtar å auka karbonfangsten på. Eit poeng som går igjen i alle studiane er behovet både for meir kunnskap og meir kreativ utprøving. Ikkje minst kan det liggja gevinst i å bytta ut sedumartane med andre planteslag. Rapporten frå Midt-Austen viser at eit tak planta til med den strandnære lyngarten *Frankenia laevis* fanga 2,27 kg karbon pr m² pr år (Seyedabadi et.al. 20021). Ymsande grasslag har vist det same store potensialet, medan det å auka molddjupna på taket og planta inn buskar og tre, og dermed leggja til rette for større mangfald både oppå og nedi molda, har vist seg å faktisk kunna mangedobla karbonfangsten, heiter det i ein artikkel i Greenscape Magazine.¹³

Ein svært interessant studie frå Chengdu i Kina ser elles på karbonfangstpotensiale til grønne tak der kloakkslam utgjer ein hovudingrediens i moldblandinga. Bruken av slikt slam gav ei gjennomsnittleg karbonlagring på heile 13 kg pr m², der om lag 4 kg var direkte fangst. «Berre» halvparten blei fanga på tak som var baserte på oppgraven mold frå nærområdet. Planteslaga som var nytta var alle frå regionen (Luo et.al. 2015).

Desse resultatata indikerer at mykje av den meir generelle kunnskapen om karbonfangst i naturen (jmf. drøftingane over) også er anvendeleg når grønne tak skal utviklast. T.d. syner dømet frå Chengdu at det å leggja til rette for aktiv omdanning av organisk materiale (problemavfallet kloakkslam) kan gje ein stor karbongevinst også på taket.

I vidare utvikling av grønne tak i Noreg er det lurt å ta høgde for dette poenget: Eit tradisjonelt sedumtak med grunt substrat fangar relativt lite karbon, medan karbonkostnadene i etableringsfasen også er ganske høge. I den grad eit prosjekt såleis har rom for å auka molddjupna på taket, tilføra organisk materiale og auka mangfaldet av plantar, er dette truleg den beste karbonfangststrategien også for grønne tak.

¹² <https://www.purple-roof.com/post/green-roof-co2-capture-explained> Sist vitja 14.11.22

¹³ <https://greenscapemag.co.uk/academic-corner-carbon-sequestration-of-green-roofs/> Sist vitja 14.11.22

5.5. Kor mykje karbon kan mold eigentleg ta opp?

Dette er eit av dei viktige spørsmåla i vår tid. Skal det vera noko poeng i storskala satsing på karbonfangst i mold som klimastrategi, må det visast til eit potensial innanfor ein overskødeleg tidshorisont.

Diverre er det uråd å utleia eit «snittanslag» frå forskingslitteraturen på feltet. I røynda sprikar mange av dei arbeid me har gått gjennom veldig. Ikkje minst når det gjeld vektlegging. Fleire og fleire forskingsmiljø peikar på at molda utgjør eit langt større karbonlagringspotensial enn det både landbruksmiljø, forskning og politikk har evna å fanga opp (jmf. nettartikkel frå Stanford University¹⁴).

Andre miljø avviser dette fullstendig. Nokre av dei mest negative studiane er presenterte over. Desse avviser meir eller mindre karbonfangst i mold som klimatiltak. Poeng som går att både i desse og andre kritiske studiar er at utsleppa frå jordbruket langt overstig fangstpotensialet (+ at denne diskrepansen berre blir større), samt at karbonlagring går så seint at det i praksis blir vanskeleg å måla (og at dette er tid me ikkje har).

Ronald Amundson og Leopold Biardeau, baa frå Berkeley, er meir politiske i sin kritikk (Amundson and Biardeau 2018). Ja, seier dei, mold evnar potensielt å ta opp enorme mengder med karbon, og det franske 4 per mille - initiativet¹⁵ er i prinsippet heilt korrekt (dette initiativet hevdar at berre ei auke på 0,4 % jordkarbon pr år, er nok til å stansa veksten av klimagassar i atmosfæren). Problemet er berre at det å lukkast vil krevja ei drastisk omlegging av verda sitt matproduksjonssystem. Industrilandbruket må i praksis avviklast, og lokale, naturnære løysingar må koma i staden. Dette kjem aldri til å skje, er deira pessimistiske analyse.

Kanskje er det litt av den same analysen som ligg til grunn når FAO landar på at molda har potensiale til å fanga meir enn 10 % av alle menneskelege klimautslepp. For det å lukkast med eit slikt mål krev ikkje paradigmatisk endringar i landbruket, berre adopsjon av «improved agricultural practises». ¹⁶ Kva dette inneber er ikkje tydeleg presisert, men FAO skriv at organisasjonen framover vil arbeida med å utvikla og promotera jordbrukspraksisar som slepp ut mindre klimagassar, fangar meir karbon og betrar livsforholda for bønder, særleg i fattige land.

¹⁴ <https://phys.org/news/2017-10-soil-potential-global.html> Sist vitja 14.11.22

¹⁵ <https://4p1000.org/?lang=en> Sist vitja 14.11.22

¹⁶ <https://www.fao.org/soils-portal/soil-management/soil-carbon-sequestration/en/> Sist vitja 14.11.22

Det regenerative forskingsmiljøet ved Rodale Institute har fått mykje kritikk frå «konvensjonelle» miljø når dei hendar at molda i verda har potensiale til å fanga alle dei klimautslepp menneskeverda står for i dag.¹⁷ Det kritikarane i mindre grad har fanga opp, er føresetnaden Rodale legg til grunn; ein global overgang til eit kjemikaliefritt regenerativt landbruk. Deira eiga omfattande forskingsaktivitet over mange år har tydeleg synt at omlegging til slike driftsmetodar vil endra landbruket frå å vera ein av dei fremste årsakene til klimaendringar til å bli kanskje den viktigaste løysinga. Andre miljø støttar slike funn. Ei forskargruppe frå Northeastern University i Massachusetts har samanlikna eit stort tal jordprøvar frå konvensjonelle og økologiske gardar. Dei fann at molda frå dei økologiske gardane i snitt hadde 44 % meir humussyre, 13 % høgare humusinnhald, og 26 % større potensial for langsiktig karbonlagring (Ghabbour et.al. 2017). Ein portugisisk studie av økologisk gardar, viste elles at dersom ein i tillegg til kjemikaliekutt også sluttar å pløya, kan ein kutta utsleppa av karbon og auka lagringa ytterlegare. Studien viste at gevinstpotensialet låg mellom 10 % og 30 % avhengig av aktivitet og produksjon (Ramires Passeira 2012).

Eric Toensmeier opererer i si bok om karbonfangande landbruk med ein skala for karbonfangst (Toensheimer 2016). Kvant tiltak han presenterer i boka blir vurdert opp mot denne skalaen. Skalaen startar på «svært låg fangst», definert som alt frå 0 til 0,5 tonn karbon pr hektar (10 mål), med «ekstremt høg fangst» i andre enden, definert som fangst på over 20 tonn karbon pr hektar.

Dette er eit veldig spenn. Ser me nærare på dei prosjekt som faktisk har lukkast å fanga karbonmengder rundt det Toensmeier definerer som «ekstremt høg fangst», har dei nokre fellestrekk. Dette er driftsformer som for det første legg optimalt til rette for at naturen kan gjera jobben sin. Me finn eit stort mangfald av vekstar, og me finn stort innhald av fleirårige vekstar med djupe røter. Men for å ha sjanse til å oppnå fangst på opptil tonnet eller meir karbon pr mål, er heller ikkje dette nok. Ein går såleis inn med tiltak for å setja ytterlegare fart på dei naturlege omdanningsprosessane.

Ein som har gripe aktivt fatt i akkurat dette er jordforskar David Johnson. Hans nyskapande arbeid med å utvikla sopphaldig kompost, vekker no interesse over heile verda. I eit intervju med Acres USA Magazine fortel Johnson korleis hans eiga forskning viste svært så tydeleg at karbonlagringa auka dess meir sopphaldig molda vart.¹⁸

¹⁷ <https://rodaleinstitute.org/why-organic/issues-and-priorities/carbon-sequestration/> Sist vitja 14.11.22

¹⁸ <http://ecofarmingdaily.com/compost-the-promise-of-microbes/> Sist vitja 14.11.22

Saman med kona Hui-Chun Su Johnson har han difor utvikla det han kallar ein bioreaktor,¹⁹ basert på enkle og billige byggevarer som ein kvar jordbrukar anten alt har rundt seg eller lett kan få tak i. Han borar fem større hol i ei palle. På denne set han opp ei sirkelforma ramme av armeringsnetting. Denne kler han med barkduk eller liknande. Så set han ned fem plastrøyr (takrenner eller liknande) i dei fem hola i palla. Røyra er høgare enn ramme. Det er bora mange hol i røyra. Han festar også røyra på ein enkel måte på toppen av ramma. Så er det berre å starta påfyllinga av det organiske materialet. Sjølv brukar han ein god del kumøk, blanda med tørre lauv, flis og ein del grønt materiale.

Etter om lag eit år tek han den soppdominerte blandinga i bruk som toppdressing i dyrkingsfelt. Avlingane for både mais, korn og andre vekstar har vist seg å bli rekordstore. Og karbonfangst i åkerjord med eittårige vekstar – altså utan hjelp av eit dekke med fleirårige vekstar slik ein får det i eng – er registrert med over tonnet pr hektar.²⁰

Basert på eigne resultat og på dei gode erfaringane frå regenerative dyrkingspraksisar meir generelt, utfordrar Johnson såleis ei vanleg innvending mot karbonlagring i mold. Nemleg at det finst klare grenser for kor mykje karbon molda kan lagra. Eller rettare, han snur i realiteten om på utfordringa: «Ja», seier Johnson, «det er ei grense for kor høg karbonvekst ein kan oppnå i ei bestemt mold. Men det er ingen grense for kor mykje meir karbon du kan lagra når du byggjer ny mold!»²¹

Skilnaden Johnson peikar på her, er avgjerande for å forstå kva både Rodale og heile det regenerative miljøet eigentleg seier når ein presenterer regenerativt jordbruk som ein av dei viktigaste av alle klimaløysingar:

Mennesket kan bli ein moldbyggande art. Overgang til eit karbonfangande jordbruk er i røynda fullt gjennomførbart. Kunnskapen finst. Ein slik overgang kan vera med og redda planeten vår.

¹⁹ <https://www.youtube.com/watch?v=DxUGk161Ly8> Sist vitja 14.11.22

²⁰ <http://ecofarmingdaily.com/compost-the-promise-of-microbes/> Sist vitja 14.11.22

²¹ Ref. førre fotnote

5.6. Matskogen; matproduksjon, karbonlagring, naturmangfaldsauke og rike opplevingar i eitt og same tiltak²²

Eit sentralt mål i regenerativt jordbruk er å berre nytta dei organiske (og eventuelt mineralske) ressursar som finst på staden eller i nærområdet. Storskala masseforflytting over lengre distansar vil knappast kunna kvalifisera som eit regenerativt tiltak.

Dette kan vera ei stor utfordring ved oppbygging av grønne tak. Som me har sett (jmf. over), vil slik etablering stort sett alltid medføra ein betydeleg karbonkostnad. Karbon går tapt både under masseuttak, frakt, mellomlagring, masseblanding og utlegging på tak. Det tek og ein del år med karbonfangst gjennom fotosyntese for å henta inn att dette tapet.

Det er langt lettare å unngå dette når ein arbeider på bakkeplan. Der eit grønt tak meir eller mindre må betraktast som «ferdig» når massane er på plass, kan ein no i langt større grad byggja på naturen sine vedvarande moldbyggingsprosessar. Dette tyder at organisk materiale kan tilførast etter kvart som ein har det tilgjengeleg lokalt.

Med denne tilnærminga vil ein kunna minimalisera, eller til og med på det nære fjerna, karbontapet ved etablering, og dessutan leggja til rette for at netto karbonopptak frå atmosfæren kan skje meir eller mindre frå tiltaksoppstart.

Når grøntanlegget skal utviklast til å bli ein «matskog»,²³ er det og naturleg å ha moldbygging i naturskapt skogsjord som både mal og førebilde. I skogen blir organisk

²² Følgjande bøker er nytta aktivt som bakgrunn for dette kapittelet: Crawford, 2010, Mudge and Gabriel 2014 og Weiseman, Halsey and Ruddock 2014.

²³ Ein matskog (eller «skoghage») avspeglar naturskogen ved at eit stort mangfald av vekstar frå store tre til små blomar og urter veks saman. Skilnaden er at meir eller mindre alle vekstane i matskogen er etande. Her kan ein finna frukt, bær, nøtter, sopp, grønsaker, rotfrukter og ei lang rekke andre matvekstar. Ein matskog kan skapa mange verdier samstundes. Det vere seg mat, naturlæring og estetiske opplevingar. Matskogen kan og bli ein viktig mobiliserings- og møteplass i eit lokalmiljø.

Matskogen skil seg frå naturskogen på eit vesentleg punkt. I naturskogen er plantane på skogsbotnen tilpassa eit liv med mindre tilgang på sollys. I matskogen ønskjer me optimal vekst og karbonproduksjonen for alle plantane me dyrkar. Då gjeld det og å syta for optimal ljostilgang. Det vanlege er difor å planta i ei «bølgjerørslé» der dei største trea utgjer toppen av bølgja, og dei minste urtene, grønsakene og matbregnene botnen. Ein set såleis plantane ned i striper etter antatt oppnådd høgde.

råmateriale heile tida tilført oppå bakken. Det vere seg lauv, visna plantar, barnåler, greiner, og elles daude organismar av ymsande slag.

Det er i det øvste humuslaget me finn det rikaste mikrolivet. Her skjer det meste av omdanninga, og dermed grunnlaget for karbonlagring djupare i molda. Andre artar av mikrobar, samt større organismar som t.d. meitemark, fører humus og mold nedover.

I naturen er mold aldri «ferdig». Ingen humusmolekyllar er like (Lønning 2017).

Humusdanning er ein ekstremt dynamisk prosess som tek ulike retningar etter kva type organisk materiale som er tilgjengeleg. Det er denne prosessen ein må delta aktivt i for å lukkast med regenerativ dyrking. Som me har sett (i bolken om karbonlagring) kan det setjast ekstra fart på naturen sine eigne omdannings- og lagringsprosessar ved tilføring av organisk materiale. For når forholda elles ligg til rette, vil talet på og mangfaldet av mikroorganismar variera med denne tilgangen. Når tilgangen går opp, stig og talet på omdanningsorganismar. Og då blir det samtidig felt ut meir plantenæring (gjennom komplekse økosystemprosessar). Det blir bygd meir mold raskare, rett og slett. Og med større verdiskaping under bakken aukar også ressurstilfanget for alt livet over bakken.

Parkareal eller andre areal med etablerte innslag av eit større eller mindre mangfald av buskar og tre, vil vera eit ideelt utgangspunkt for ein matskog. Her vil det allereie vera godt med sopp i jorda, noko brorparten av dei vekstar me tradisjonelt knyt til ein matskog krev. Ein vil såleis kunna forventast rimeleg god plantevekst meir eller mindre frå oppstart. Forvaltingsbehovet vil avgrensa seg til å tilføra kompost og anna karbonrikt organisk materiale oppå jorda ein eller fleire gongar i året.

Samtidig er det viktig å understreka at ein matskog i utgangspunktet kan anleggjast på alle areal av ein viss storleik. Etableringstiltaka vil variera i forhold til kva landområdet har vore nytta til tidlegare.

Areal som har vore nytta til meir intensiv dyrking av eittårige matvekstar (og difor utsett for pløying og kjemikaliar) vil gjerne vera bakteriedominerte.²⁴ Her krevst difor forvaltingsstrategiar for å snu den biologiske molddominansen i retning sopp. Dette kan gjerast med tilføring av karbonrikt organisk materiale og rask innplanting av fleirårige vekstar.

Meir aktuelt i ein lokalsamfunnssamanheng er det nok likevel å ta i bruk areal som er sett på som mindre eigna til tradisjonell matproduksjon. Dette kan t.d. vera område med mykje

²⁴ Typisk på slike areal er store mengder bakteriar, men fallande artsmangfald. Sopp er det lite eller ingenting av, og dei viktige mikrorovdyra er heller ikkje til stades i tilstrekkeleg monn. Økosystemet i molda sluttar då å fungera optimalt, og meir kjemisk produsert næring må tilsetjast for at plantar skal trivast. Jmf. Lønning 2019

stein, berg og lite mold. Med litt ekstra starthjelp kan slike «restareal» over tid bli produktive oasar og attraktive arenaer i lokalmiljøet.

Parallelt med arbeidet i, og som eit erfaringsgrunnlag for, dette prosjektet, er det starta opp ein matskog i ei vanskeleg tilgjengeleg, bratt og ulendt steinur (300 meter unna næraste bilveg). Den om lag 2 da store ura består av dels store kampesteinar og dels ultras-massar med noko opparbeid jord innimellom her og der.

Denne ura er eit langt frå ideelt utgangspunkt for matproduksjon, men når ein studerer den nærare finn ein også her eit rikt planteliv. Visna lauv og anna daudt plantemateriale har blitt omdanna til jord over lang tid og gjeve livsrom for vekstauke både kvalitativt og kvantitativt. Ved arbeidsoppstart var arealet overgrodd med svært mykje småbjørk i kombinasjon med nokre andre treslag, bjørnebærkratt og store mengder vivendel. Ei lang rekke urteslag kom i tillegg. Om lag halvparten av arealet hadde elles ein god bestand med ganske høgtytande blåbærlyng.

Første del av arbeidet med matskogetablering var rydding. Med unnatak av blåbærlyng, haslebuskar, villkirsebær og rognebærtre (det siste pga. tiltrekking på den same møllen som kan skada eple), blei alt av tre og kratt teke bort. Bjørnebær er nydeleg mat, men dei hurtigveksande plantane er vanskelege å avgrensa til bestemte område. I tillegg har stenglane mange, lange og svært kvasse piggjar, og er difor lite attraktive på eit areal der det er planlagt ein god del ferdsel. Også det meste av bjørnebærkrattet blei såleis teke bort.

Alt organisk materiale som var eigna til det, blei elles køyrt gjennom ein kvisthoggingsmaskin og tilbakeført til det området planting skulle gjennomførast på. På dette viset legg ein endå betre til rette for rask omdanning.

Det blei kjøpt inn eit større tal barrotsplantar av ymsande fruktslag. Desse skulle plantast ut i løpet av mai månad. Dette viste seg likevel vanskeleg å gjennomføra. All den opparbeidde molda i ura var så kolonisert av trerøter at det ikkje var rom for å laga plantehol nokon stad. Ura ligg og slik til at det er uråd å koma til med meir enn handhaldne reiskapar.

Løysinga vart å nytta naturen sin eigen metode. Mange store og små holrom mellom steinar blei fylte opp med oppmalt flis og morkent treverk samla opp frå bakken rundt. Barrotsplantane vart sette direkte ned i dette. Dei lauvrike oppslaga av renningar i løpet av sommaren (oppslag som kom etter alle småbjørkene som blei rydda bort) blei finklipte og lagt rundt stammene på frukttræa. Slik blei det tilført ekstra nitrogen.

No utpå hausten i planteåret finn me at samtlege plantar har overlevd godt, og at nokre til og med har produsert frukt alt første sommaren. Mykje av flisa dei blei planta i er alt

omgjort til humus (ved hjelp av enorme mengder sopphyfer). Så mykje mold er produsert at det bør vera rom for å planta ned ei rad nye matvekstar rundt fruktetrea alt neste dyrkingssesong.

I tillegg vil me sjølvsagt kunna halda fram med å tilføra morken ved og flis på areal som er utan mold i dag. Og planta direkte i den blandinga. Ymsande fleirårige belgvekstar vil også vera svært aktuelle å planta inn neste år.²⁵ Desse hentar nitrogen frå atmosfæren, og fører det ned i molda via eit samarbeid med rhizobium-bakteriar. Meir nitrogen i molda gjev så høve til vidare auking av plantemangfaldet. Slik vil heile arealet kunna takast aktivt i bruk til matproduksjon i løpet av få dyrkingssesongar.

Har ein anvendelege massar tilgjengeleg lokalt, t.d. i samband med ei utbygging, kan desse tilførast eit matskogprosjekt. Om det blir gjort rett, vil tilføringa kunna sikra raskare planteetablering. Etablering av ein matskog kan såleis vera ein fin måte å nytta anvendelege overskotsmassar på. Men eksempelet «Matura» viser også at tilkøyring av massar i utgangspunktet ikkje er naudsynt for etablering av ein matskog.

Det ligg to heilt grunnleggjande naturprinsipp til grunn for den enkle forvaltninga av den regenerative «Matura»:

For det første blir alt organisk før eller seinare til mold i naturen. Ved å tilføra ekstra organisk materiale konsentrert i samband med planting av nytteplanter, set ein ytterlegare fart på denne omdanninga.

For det andre finst det knappast mold i naturen som plantar ikkje vil veksa i. Ved å bruka nytteplantar aktivt i omdanninga, sikrar ein det rette mikrolivet rundt planterøtene. Og dermed at den mold som blir produsert er optimalisert til den aktuelle nytteplanten sitt behov.

Matskogen er eit av uttrykka for dyrkingmåtar som ligg under paraplynemninga «agroskogbruk» (norsk for det engelske «agroforestry»). Som namnet seier, er dette å kombinera vekstar og dyrkingmåtar som i såkalla «konvensjonell» jord- og skogbruksdrift lenge har vore haldne avskilte.

Den kanskje fremste pioneren innanfor agroskogbruket heiter Ernst Götsch. Historia om han er historia om sveitsaren som slo seg ned i Brasil og omgjorde han svære areal med utbrent og utarma jord, i praksis sandørken, til eit dyrkingssparadis. For alt frå grønsaker til kakao, kaffi og eit vell av trefruktar. Så vellukka var denne prosessen at den til og med

²⁵ Sibirsk ertebusk og gyvel blir ofte nemnde i litteraturen som særleg aktuelle i matskogen. Vel ein gyvel, er det viktig å vera observant på spreingsfaren.

påverka klimaet. Regnet kom tilbake, og det gjorde også vatnet i dei for lengst inntørka elvane i området.²⁶

I byrjinga gjekk dyrkinga trått, men det meste snudde, fortel Götsh, då han innsåg korleis tre kunne brukast aktivt for å byggja mold. Beskjerjing er heilt sentralt. Då set trea full fart på fotosyntesen for å kunna veksa att, og langt meir karbon kjem ned i molda. Livet i molda skyt no ekstra fart. Men det aller viktigaste er alt det organiske materialet beskjerjinga resulterer i. Greiner, lauv, tjukke stammer; alt blir lagt rett på marka. Der blir materialet overflatekompostert av myriadar av mikrobar, og det er i denne komposten dyrkinga av nyttevekstar skjer.

Ingen næring blir tilført utanfrå. Alt veks i det omdanna trematerialet. Her er heller ingen jordarbeiding utover den som skjer når tre skal plantast og nye felt opparbeidast. Naturen får fullt rom til fornying, og denne fornyinga vert aktivt stimulert gjennom vedvarande tilføring av organisk materiale oppå bakken.

Götsch kallar metoden sin for «Syntropisk landbruk». Omgrepet kjem frå systemteori og omhandlar om den holistiske og produktive orden som kan oppstå frå stadig aukande mangfald. Dette er balansert samskaping mellom økosystemet i molda, plantane, insekta, dyra og fuglane, og menneska. Systemet produserer sin eigen energi, har Götsch vist, til og med eit overskott av den.

Syntropiske dyrkingssystem er forvaltingsmessig «enkle» å etablere og vedlikehalda. Dei krev berre mindre investeringar i tid og pengar. Og likevel har dei potensiale til å skapa system og samanhengar som er sjølvfertile og stadig aukande i produktivitet.

Regenerative nyskaparar som Götsch syner det enorme produktive potensialet som ligg i aktivt samspel med livet i molda.

Naturen fornyar seg sjølv ved hjelp av dei ressursar som finst på staden. Det som var er alltid på veg til å bli. Nøkkelen til eit framtidig sirkulært samfunn er å bli del av denne evige livssirkelen.

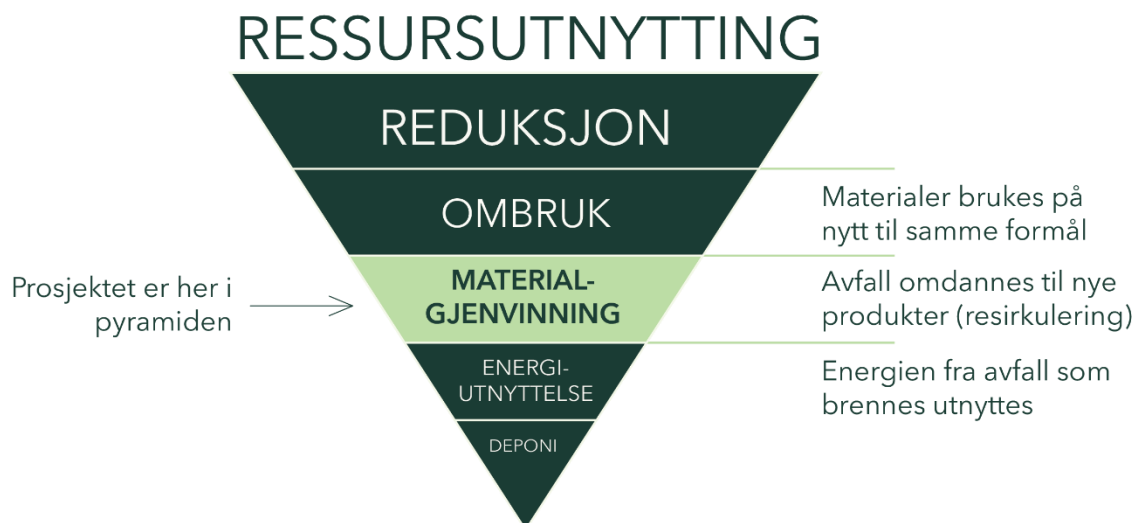
²⁶ <https://www.youtube.com/watch?v=gSPNRu4ZPvE> Sist vitja 14.11.22

6. Materialbruk for sirkulær jordblanding

Av Trond Knapp Haraldsen, NIBIO

6.1. Bakgrunn

Utgangspunktet for prosjektet er å benytte materialer som i dag regnes som avfall. Det er i denne sammenheng viktig å bruke materialene på et høyest mulig nivå. Dette betyr for eksempel at en uskadet teglstein som er egnet for ombruk i et bygg ikke skal ansees som komponent i en sirkulær jordblanding.



Figur 6-1: Ressursutnyttning-pyramiden

For å lykkes med sirkulære jordblandinger er en avhengig av at enkeltkomponentene oppfyller en rekke kvalitetskrav og at den ferdige jordblandingen oppfyller krav til funksjoner og egenskaper som vekstmedium. I utbyggingsprosjekter legges til grunn at alle lover og forskrifter følges. Når en skal utvikle dyrkingsmedier av gjenbruksmaterialer, er det derfor helt avgjørende at materialene tilfredsstiller produkt og miljøkrav i gjeldende lovgivning.

Når det gjelder dyrkingsmedier, har gjødselvereforskriften spesifikke krav både når det gjelder funksjon- og i forhold til krav til materialer som kan benyttes. § 10.8 i denne forskriften er den viktigste paragrafen som gjelder funksjonskrav og hvilke typer materialer som ikke kan benyttes i dyrkingsmedier: «Produktet skal være godt egnet til dyrking av planter og må ikke ha veksthemmende effekt. Jordblandingen kan bestå av opptil 30 volumprosent (før blanding) av produkt som kommer inn under denne paragraf. Jord må

ikke tas fra deponi, industriområder eller lignende arealer som kan være forurenset med tungmetaller eller andre miljøgifter.»

En annen viktig paragraf er § 9 der det står: «Det er forbudt å importere eller omsette produkter som ikke tilfredsstillende de kvalitetskrav som går fram av denne forskrift. Mattilsynet kan i alle tilfelle forby produkter som kan medføre miljørisiko ved bruk, eller som kan skade eller redusere menneskers, dyrs eller planters helse.»

§ 2 i gjødselvereforskriften beskriver det generelle aktsomhetskravet som gjelder: «Den som produserer eller omsetter produkter etter denne forskrift skal vise aktsomhet og treffe rimelige tiltak for å begrense og forebygge at produktet inneholder organiske miljøgifter, plantevernmidler, antibiotika/kjemoterapeutika eller andre miljøfremmede organiske stoffer i mengder som kan medføre skade på helse eller miljø ved bruk.»

Når en vurderer bruk av ulike typer gjenbruksmaterialer, må en derfor vurdere om disse materialene kan sies å representere en positiv nytte eller om bruken representerer en risiko. Det er et betydelig press om å finne bruk av en rekke avfallsfraksjoner, ikke minst fra bygg og anleggssektoren.

I evalueringen av gjenbruksmaterialer er det viktig å ha god materialkunnskap og kjennskap til produksjonsprosesser for forskjellige materialer. Det er stor variasjon mellom materialer når det gjelder hvilke stoffer som er representert i det problematiske innholdet, og målrettede analyser må til for å klargjøre dette. Et helt ferskt eksempel på dette er omfattende funn av plantevern-middelrester av klopyralid og aminopyralid i en rekke organiske gjødseltyper og avfallsstrømmer. Disse pyralidene er ugrasmidler, som hører til gruppen lavdosepreparater. NIBIO har utviklet en metode som kan påvise aminopyralid og klopyralid med en deteksjonsgrense på 2 µg per kg jord/kompost og 7 µg per kg organisk gjødsel. Grenseverdien på 2 µg per kg er over skadeterskelen for flere planteslag, noe som er godt dokumentert i undersøkelsen til McKinnon et al. (2021). Når en har med denne type miljøfremmede stoffer som har toksisk virkning i svært lave konsentrasjoner som 1 µg per kg, er det bare dyrkingsforsøk med kan avgjøre om en har produkter som er godt egnet til dyrking av planter (jfr. gjødselvereforskriften § 10.8).

I andre tilfeller kan det være uorganiske stoffer som forekommer i så store konsentrasjoner at det medfører giftvirkning og omfattende planteskader. NIBIO har i flere prosjekter påvist store konsentrasjoner av bor, som er et mikronæringsstoff, i materialer fra byggebransjen. Bor er nødvendig for plantevekst i små konsentrasjoner, men det er veldig trangt intervall mellom mangel og forgiftning. De mest borfølsomme vekstene kan ta skade når nivået av vannløselig bor i jorda overstiger 1-3 mg/kg (Aasen 1997).

Den mest vanlige utfordringen med gjenbruksmateriale, er at de har gjennomgått prosesser som gir svært høy pH. Brenning av kalk (i betong/semment) og leire (tegl/Leca o.l.) gir materialer med innhold av oksider og hydroksider av ulike metaller. Det dominerende metallet i slike materialer er da som oftest kalsium, som da kan foreligge som CaO eller Ca(OH)₂ med pH godt over 10. Slik brenning er å regne som et svært oksiderende miljø, og seksverdig krom opptrer under slike forhold. Seksverdig krom er sterkt skadelig for planter, mens treverdig krom som er den vanlige formen i jord, er mindre skadelig. Krom virker spesielt skadelig på rotveksten av plantene, og kromskade er ikke mulig å avdekke ved bladanalyser (Aasen 1997). Normverdiene i forurensningsforskriften er på 2 mg Cr(6)/kg, mens det for Cr(3) er 50 mg/kg (Klima- og miljødepartementet 2004).

En utfordring med bestemmelsene i § 10.8 i gjødselvereforskriften, er at det ikke er gitt en definisjon av hva som menes med masser som er forurenset med tungmetaller eller andre miljøgifter. En vanlig forståelse av forurensningskriteriet er at materialer som tilfredsstiller normverdiene i forurensningsforskriften (Klima og miljødepartementet 2004), er å regne som ikke forurenset. Avledet av forurensningsforskriften er det utarbeidet helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (TA 2553/2009, Hansen & Danielsberg 2009). Akseptkriteriene for helse er beregnet med bakgrunn i hvilke eksponeringer mennesket blir utsatt for i kontakt med en eller flere miljøgifter. Vanlige eksponeringsveier for grunnforurensning er oralt inntak av jord eller støv, hudkontakt med jord eller støv, innånding av støv eller gass og inntak av drikkevann, grønnsaker eller fisk påvirket av en grunnforurensning. Ut fra disse kriteriene kan jord med forurensningsnivå tilsvarende tilstandsklasse 2 bl.a. nyttes til dyrking av grønnsaker i boligområder og grønne barnehager, mens jord som brukes til dyrking av grønnsaker tilfredsstillende tilstandsklasse 1 for stoffene PCBsum7, PAHsum16, benzo(a)pyren, cyanid og heksaklorbenzen.

Utfordringen med de helsebaserte tilstandsklassene er at nivåene som anses å være trygge i forhold til human eksponering, kan være skadelig og gi misvekst på planter. Det er også reist tvil om det reelt sett er trygt å dyrke matvekster i jord i tilstandsklasse 2 all den stund at planter kan påvirkes sterkt med økt opptak av stoffer på dette nivået av forurensning og nivået ligger f.eks. langt over de jordkvalitetskriteriene i gjødselvereforskriften som regulerer om det er tillatt å bruke organiske avfallsmaterialer i kvalitetsklasse I eller II på jordbruksareal.

6.2. Avfallsfraksjoner fra byggenæringen

Sammenstilte data viser et betydelig omfang av avfall fra byggeaktivitet, ref. Tabell 6-1. Mesteparten av avfallet fra byggenæringen representerer materialer som er forurenset på en eller annen måte og bruk av slike materialer i jordblandinger kommer i motstrid til §

10.8 i gjødselvereforskriften. I kapittel 6.3 og 6.4 går vi gjennom kriteriene for hvordan vi har vurdert egnetheten til materialene for bruk i jordblandinger, både basert på egenskapene til hver komponent og hvordan de vil bidra til funksjoner i en ferdig jordblanding. Kapittel 6.5 gir en vurdering av de aktuelle materialene basert på disse kriteriene.

Tabell 6-1. Oversikt over avfallsfraksjoner fra byggenæringen (SSB.no)

Genererte mengder avfall fra nybygging, rehabilitering og riving. Tonn.				
	Byggeaktivitet i alt	Nybygging	Rehabilitering	Riving
2018	1 845 161	650 511	450 789	743 862
2019	1 948 641	657 706	494 681	796 254
2020	2 135 747	646 742	510 806	978 200
2020				
Treavfall	267 447	109 967	89 636	67 844
Papir og paper	22 110	13 915	6 222	1 974
Plast	11 204	6 808	3 423	973
Glass	11 130	3 796	5 510	1 825
Metall	116 981	24 058	33 405	59 518
Gips	78 714	45 894	24 936	7 884
EE-avfall	10 193	1 416	3 967	4 810
Farlig avfall	41 445	4 783	26 002	10 660
Farlig avfall. Asbest	6 028	0	2 446	3 583
Farlig avfall. Impregnert trevirke	12 526	0	11 063	1 463
Farlig avfall. Annet	10 055	1 864	6 649	1 543
Tegl og betong og andre tyngre bygningsmaterialer	865 325	113 848	170 024	581 454
Forurenset tegl og betong	197 528	9 932	35 387	152 209
Asfalt	201 255	190 171	7 135	3 949
Blandet restavfall	289 225	113 096	95 947	80 181
Annet avfall	23 189	9 058	9 212	4 918
Rettet 31. mars 2021.				

6.3. Vurderingskriterier for materialer

- Jordblandningene skal sikre ressursutnyttelse på høyest mulig nivå og i all hovedsak bestå av materialer som i dag betegnes som avfall.
- Materialene skal være kortreiste og fortrinnsvis torvfrie

- Bruk av komponenter og egenskaper for ferdige jordblandinger skal tilfredsstillende gjeldende regelverk.
 - Kvalitetskrav og bruksbegrensninger av organiske komponenter i jordblandinger er gitt i «Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav». Denne begrenser bruk basert på innhold av tungmetaller, organiske miljøgifter og plantevernmidler
 - Kapittel 14A. Betong og tegl fra riveprosjekter i "Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall" setter grenseverdier for innhold av tungmetaller og en del organiske forbindelser i disse fraksjonene.
 - Forurensingsforskriftens normverdier og helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn.
- Anbefalinger gitt i NS 3420 K versjon 5 (2022) legges til grunn sammen med prosess 74.44 fra Statens vegvesen

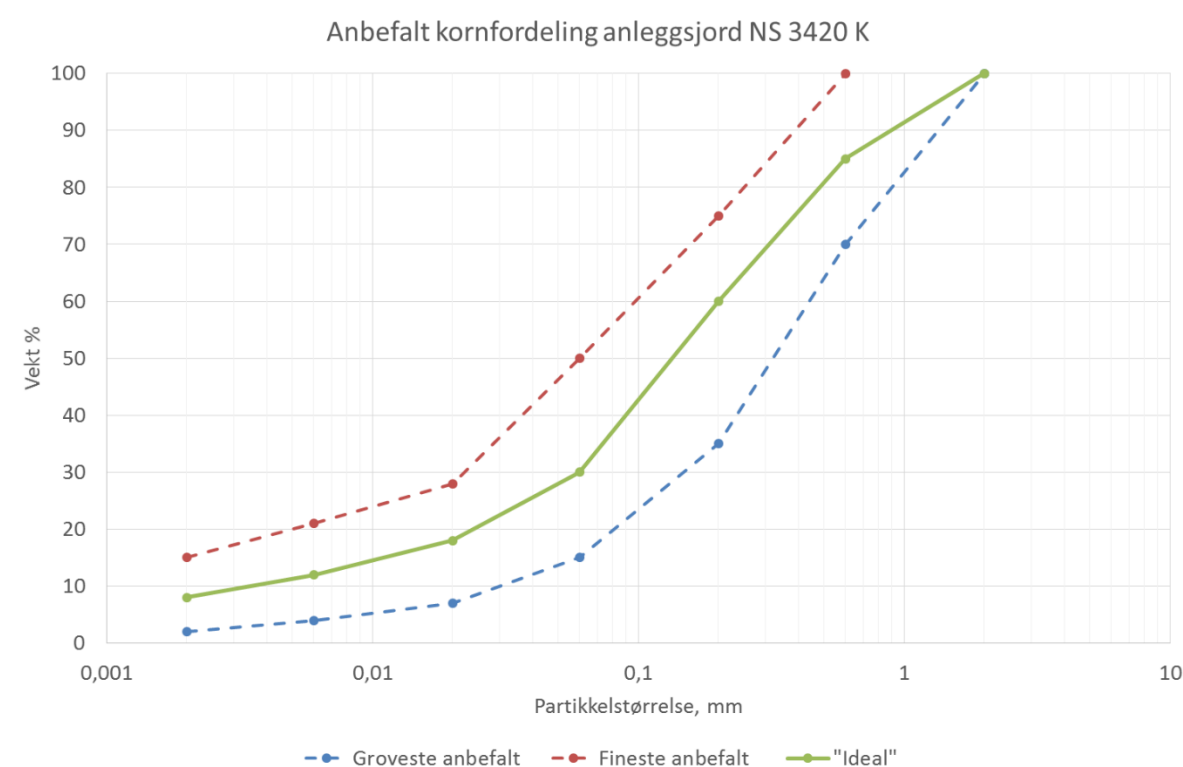
6.4. Vurderingskriterier for ferdige jordblandinger



For anleggsgjord er det utviklet detaljerte anbefalinger for tekstur og kjemiske egenskaper basert på omfattende forskning og utprøving i praktisk skala. En har erfaring for at kriteriene angitt i prosess 74.44 (Statens vegvesen 2018) gir grøntanlegg med god funksjon. Prosesskode 74.44 beskriver egenskaper til tre jordblandinger: moldholdig anleggsgjord, moldfattig anleggsgjord og mineraljord. Moldholdig og moldfattig anleggsgjord brukes som topplag, mens mineraljord brukes til undergrunnsjord dersom det ikke er stedlig undergrunnsjord med lignende egenskaper. I temaheftet «Jord til grøntanlegg -

sammensetning, egenskaper og vekstenes vitalitet» (Haraldsen & Krogstad 2018) er det videreutviklet beskrivelser av hvordan en kan bygge opp jordsmonn til ulike typer grøntanlegg fra naturlignende områder til områder med parkpreg, og det er fremmet en kritikk av mangelfulle standarder, i særlig grad angivelser i NS 3420 K Anleggsgartnerarbeider (Haraldsen & Krogstad 2017). Denne kritikken er funnet berettiget, og det har vært gjennomført et omfattende arbeid av et utvalg nedsatt av Standard Norge for å utvikle faglig holdbare anbefalinger som egner seg i en standard. Den oppdaterte versjonen (5. utgave) ble gjort gjeldende fra 1.1. 2022 og viser i tillegg til krav til jordas sammensetning også hvordan jordsmonnet bygges opp sjiktvis i forhold til ulike typer grøntanlegg (Standard Norge 2022).

Når det gjelder kornfordeling, viser Figur 6-2 det anbefalte området som er spesifisert i NS 3420 K (Standard Norge 2022). Anbefalingene for kornfordelingskurve er basert på fysiske egenskaper som vannledningsevne, vannlagringsevne, risiko for erosjon og komprimerbarhet.



Figur 6-2. Anbefalt kornfordeling for anleggsgjord i henhold til NS 3420K (Standard Norge 2022).

Angivelsene for anleggsgjord i NS 3420 K er ikke spesifisert for grunne jordoppbygninger som for grønne tak. Jord til tak skal oppfylle funksjonskravene til porevolum, stabilitet over tid, komprimeringsmotstand og infiltrasjonsevne som beskrevet i FFL (2018).

Målene er å utvikle jord med følgende egenskaper:

- Jordblandingen skal gi minst like gode betingelser for plantevekst som de beste torvfrie jordblandinger i dagens marked.
- Jordblandingen skal ha en stabil struktur over tid.
- Jordblandingen skal ha gode hydrologiske egenskaper.
- Produksjon av de sirkulære jordblandinger skal ha et betydelig lavere klimagassutslipp enn dagens jordblandinger, og kunne bidra i utvikling av klimapositive landskap.

- Jorda skal ikke ha noen utlekkingsproblematikk knyttet til tungmetaller eller andre forurensende stoffer.
- I utvikling av jordblandinger for tak, kreves ekstra fokus på lettvekts-komponenter.
- Jordblandingene skal bygge på regenerative prinsipper hvor naturlige prosesser sikrer utviklingen.

I en rekke prosjekter har det imidlertid vist seg å være innbyrdes motstridende krav og til dels krav som gir jordblandingene svært uheldige egenskaper. Dette gjelder i særlig grad når en skal forsøke å lage torvfrie jordblandinger med pH <7 (Haraldsen & Krogstad 2017).

6.5. Oversikt over aktuelle gjenbruksmaterialer

6.5.1. Organiske avfallsmaterialer

Aktuelle organiske avfallsmaterialer som er egnet til bruk i dyrkingsmedier og jordblandinger er inngående vurdert av Brod & Haraldsen (2017). Beskrivelsene i dette kapittelet representerer i stor grad oppsummeringer fra denne rapporten.

6.5.1.1 Hage/parkavfallskompost



Hage/parkavfallskompost består av oppkuttete kvister, plenklipp, potteplanter og lignende som er omsatt ved aerob nedbrytning. Kompost er det organiske torverstatningsproduktet som varierer mest mellom leveranser og anlegg (f.eks. tetthet, luftkapasitet,

vannholdningsevne, pH, næringsstoffinnhold, tungmetallinnhold og biologisk stabilitet), og variabiliteten vil kunne påvirke kvaliteten til jordblandingene.

De fleste behandlingsanlegg for hage/parkavfall produserer kompost i kvalitetsklasse I, mens noen også har så rent materiale at det blir kvalitetsklasse 0. Det er også områder med stort innslag av alunskifer i berggrunnen at hage/parkavfallskomposten for høyere kvalitetsklasse (II og III).

Det er stor etterspørsel etter hage/parkavfallskompost, og det er lite hage/parkavfallskompost som ikke allerede er disponert i markedet. Ut fra våre opplysninger er det tilgangen på råstoff som begrenser ytterligere bruk av denne komposttypen. Stor etterspørsel har ført til at umoden og ustabil hage/parkavfallskompost kan være på markedet. I umoden kompost vil mikrobielle nedbrytningsprosesser fortsette. Nedbrytningen kan føre til anaerobe forhold, sur lukt og dannelsen av toksiske forbindelser.

Hage/parkavfallskompost brukes enten som produkt i seg selv, eller hage/parkavfall nyttes som strukturmateriale for å kompostere matavfallskompost. Det er vanlig å bruke hage/parkavfallskompost som jordforbedringsmiddel i grønnsaksdyrking, og i en rekke forskjellige grøntanleggsanvendelser. Grove typer av hage/parkavfallskompost har vist seg velegnet til jorddekke med virkning mot spiring av frøugras. Stauder og buskvekster kan danne røtter i kompostmaterialet eller i sonen mellom kompostlaget og underliggende mineraljord. Hage/parkavfallskompost brukes i torvreduserte og torvfrie dyrkingsmedier, både blandet dyrkingsmedium og i anleggjord.

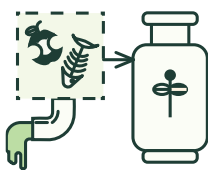
6.5.1.2 Matavfallskompost



Matavfallskompost er sortert husholdningsavfall, som er kompostert sammen med strukturmateriale (bark eller hage/parkavfall).

Denne komposttypen er ofte ganske næringsrik og preget av matvarene som er kompostert. Noen avfallsanlegg tilsetter lesket kalk under komposteringsprosessen, og den ferdige komposten blir derfor kalkrik med høy pH. Denne typen kompost bør doseres i forhold til virkningen av nitrogen og fosfor, slik at en oppnår passende mengder av disse næringsstoffene i jordblandingen. Matavfallskompost har som regel svært lavt innhold av tungmetaller, men kan inneholde betydelige mengder salt (NaCl). Saltinnholdet vil påvirke elektrisk ledningsevne når slik kompost blandes inn i jordblandinger og dermed redusere muligheter for å gjødsle dyrkingsmediet etter plantenes behov. Matavfallskompost er som oftest i kvalitetsklasse 0. Ettersom matavfall i økende grad behandles i biogassanlegg, er det sterkt avtagende mengder matavfallskompost i markedet og knapt noe tilgjengelig i det sentrale østlandsområdet.

6.5.1.3 Biorest av matavfall

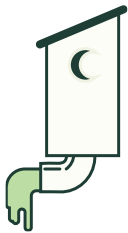


Biorest er det materiale som er igjen etter biogassproduksjon, som ofte splittet i flytende og fast fase ved sentrifugering eller ved bruk av mekaniske filtre. Flytende biorest er organisk gjødsel med tilsvarende egenskaper som tyntflytende blautgjødsel. Matavfall inneholder en god del salt (NaCl) som i stor grad følger den flytende fasen av bioresten.

Fast biorest har lignende fysiske egenskaper som avannet avløpsslam. Den faste bioresten er anrikt på fosfor, som er svært løselig dersom utgangsmaterialet er matavfall. Derfor er egentlig bruksområdet for fast biorest som fosforgjødsel. Den faste bioresten er ofte anrikt av fremmedlegemer som plastbiter, glassbiter o.l. Ved siden av avløpsslam er det denne fraksjonen som trolig har det største innholdet av mikroplast av de vanlige typene organiske avfallsmaterialer. Dette er et særlig problem med sortert matavfall som samles inn i grønne plastposer, og grønne plastflak er lett å se i den faste bioresten.

Den faste bioresten har i utgangspunktet en konsistens som er lite egnet for bruk i dyrkingsmedier, og må komposteres sammen med strukturmateriale for å få egnede fysiske egenskaper. Ved denne komposteringen frigjøres betydelige mengder metan i forhold til det som utvikles ved vanlig kompostering av matavfall (Dietrich et al. 2021). Ettersom biogassprosessen bidrar til å lage fornybar energi, er det langt større interesse for biogassløsninger enn for kompostering av matavfall. Komposten som en får ved behandling av fast biorest vil som oftest bli innenfor kvalitetsklasse 0, og av og til i kvalitetsklasse I. ReKlima har gjort omfattende forsøk med torvfri produksjon av bl.a. veksthustomater basert på dyrking i et kompostmateriale basert på fast biorest fra «Den magiske fabrikken» og bruk av flytende biorest som næringsløsning (se reklima.no). Dette systemet er teknisk komplisert, men har langt lavere energikostnader enn tradisjonell veksthusproduksjon. Hvilke mengder av kompostert fast matavfallsbasert biorest som er tilgjengelig i markedet, er ikke undersøkt.

6.5.1.4 Avløpsslam og slamkompost

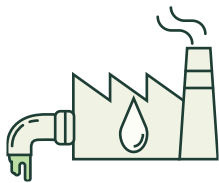


Avløpsslam er det materialet som skilles ut ved rensing av avløpsvann før avvanning og hygienisering. Avløpsslam har generelt svært god nitrogenvirkning, og i en jordblanding eller anleggsjord bør andelen avløpsslam ikke overstige 10 vol. %, og 5 vol. % vil ofte gi tilstrekkelig tilvekst.

Slamkompost er sluttproduktet til aerob nedbrytning av avløpsslam blandet med strukturmateriale (bark eller hage/parkavfall). Egenskapene til slamkompost varierer mye, og har sammenheng med egenskapene til avløpsslammet (fellingskjemikalier og evt. tilsetning av kalk) og hvilket strukturmateriale som er benyttet. Noen typer slamkompost har høyt C/N-forhold og medfører immobilisering av nitrogen og at det blir svært begrenset tilvekst. Andre typer har lavt C/N-forhold og inneholder betydelige mengder løselig fosfor. Siden spennvidden i egenskaper mellom ulike typer slamkompost er så stor, er det viktig å skaffe seg oversikt over egenskapene til den typen en planlegger å bruke eller som er iblandet anleggsjorda en planlegger å benytte.

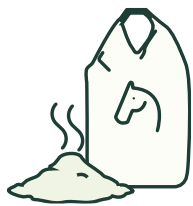
Virkingen av avløpsslam og slamkompost er godt dokumentert gjennom en rekke vitenskapelige undersøkelser. Gjødselforskriften har spesifikke restriksjoner knyttet til bruk av slambaserte produkter, og det er ikke tillatt å dyrke grønnsaker, frukt og poteter i jord der det er brukt slike produkter før det er gått minst tre år etter spredning (Gjødselforskriften § 25). De fleste slambaserte produkter er i kvalitetsklasse I eller kvalitetsklasse II.

6.5.1.5 Vannverkslam



Vannverkslam er finpartikulært organiske materiale som er skilt ut ved rensing av drikkevann. Den fysiske konsistensen til vannverkslam ligner sterkt omdannet torv (H 9-10 etter von Posts skala). Vannverkslam er sammenlignbart med torv når det gjelder innhold av plantenæringsstoffer, men det inneholder fellingskjemikalier (aluminiumsalter) og andre tilsetningsstoffer som benyttes under rensingen av drikkevann. Vannverkslam vil binde noe fosfor fra andre kilder, men noen typer vannverkslam er tilsatt finmalt kalkingsmiddel som bidrar til å oppheve den sterke bindingen av fosfat til aluminium. Vannverkslam egner seg derfor til bruk i anleggsgjord til grøntanlegg der en doserer vannverkslammet til ønsket nivå av organisk materiale og tilsetter i tillegg et mer næringsrikt organisk avfallsmateriale. Det utfordrende er da å behandle vannverkslammet slik at det blir blandbart med andre jordmaterialer.

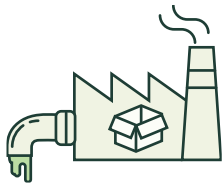
6.5.1.6 Hestegjødselkompost



Hestegjødselkompost er hestegjødsel og flis som er kompostert. Hestegjødsel kan også være kompostert sammen med andre materialer som halm, hage/parkavfall og andre typer planterester. Kvaliteten til hestegjødselkompost vil variere med materialet som den er samkompostert med.

Når denne komposten er moden, har den vanligvis større innhold av næringsstoffer og organisk materiale enn hage/parkavfallskompost. C/N-forholdet bør være under 30 og helst lavere enn 20 for at virkningen skal være god. Hestegjødselkompost egner seg minst like godt i grøntanlegg som hage/parkavfallskompost. Mattilsynet kan kreve at det kan dokumenteres at hestegjødselkomposten er tilstrekkelig varmebehandlet og at det ikke inngår materiale som kan representere smitte av floghavre (jfr. floghavreforskriften og gjødselvereforskriften). I de siste årene har det vist seg at hestegjødselkompost kan inneholde sporbare mengder av ugrasmiddelet klopyralid. Det er rapportert om skade på planter når det har vært brukt 10 vol. % hestegjødselkompost i en jordblanding. Før problemene med klopyralid dukket opp, gjennomførte NIBIO forsøk med hestegjødselkompost både i blandet dyrkingsmedium og i anleggsgjord. Så lenge hestegjødselen var godt kompostert, ble det oppnådd veldig gode resultater med slik kompost. I tillegg til at hestegjødselkomposten må sjekkes for innhold av klopyralid og aminopyralid, er det krav om at materialet er behandlet i henhold til animalie- biproduktforskriften.

6.5.1.7 Slam fra treforedlingsindustri



Selv om det er blitt færre treforedlingsbedrifter i de senere år i Norge, produseres det fremdeles betydelige mengder papir- og kartongprodukter i norske bedrifter. Disse bedriftene har strenge rensekraav på sitt utslipp, og må fange opp fiberrester og annet organisk materiale før vannet er rent nok til å kunne slippes ut i resipient. De fleste anleggene har en kombinasjon av flere rensetrinn, der første rensetrinn er å skille ut fibermassen (fiberslam), og det siste rensetrinn er et biologisk rensetrinn (bioslam). Disse to slamtypene har svært forskjellige egenskaper. Fiberslammet er næringsfattig og består av korte trefibre, mens bioslammet består av mikrobepiomasse og er næringsrikt med et betydelig nitrogen- og fosforinnhold. Det tilsettes betydelige mengder nitrogen og fosfor i dette rensetrinn for å få nedbrutt det organiske materialet som ikke er tatt ut med fiberslammet.

Slamprodukter fra treforedlingsbedrifter inneholder mer karbon i forhold til næringsstoffer enn de fleste andre komposttyper, og vil kunne dekke opp behovet for organisk materiale i jordblandinger uten å øke innholdet av næringsstoffer i vesentlig grad. For å få et brukbart produkt ut av slikt slam, må det samkomposteres med annet organisk avfall. Dette har bl.a. vært gjennomført ved Jordfabrikken i Trøndelag der det er laget kompost av trefiberslam, hage/parkkompost og kornavrens. Jordblandingen Sirkeljord fra Nelson Garden er det første markedsførte torvfrie dyrkingsmediet som gjør bruk av denne komposttypen.

6.5.1.8 Barkkompost



Barkkompost er et restprodukt fra treforedlingsindustrien, gran eller furubark, som er omsatt ved aerob nedbrytning.

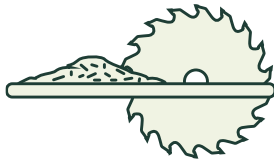
Et høyt C/N-forhold (60-100) og mikrobiell aktivitet kan føre til betydelig immobilisering av nitrogen når bark brukes i jordblandinger. Hvis bark tilsettes nitrogen f.eks. som urea og holdes fuktig vil materialet under aerobe forhold varmes opp og bli brutt ned (fermentering). Samtidig vil patogener og ugrasfrø dø. Vellykket kompostering med nitrogentilskudd vil føre til at barkkompost ikke fører til nevneverdig immobilisering av nitrogen i jordblandinger.

Det er store deponier av vrakbark rundt omkring tidligere treforedlingsbedrifter og i noen grad også ved treforedlingsbedrifter som er i drift. Slik langtidslagret bark er i noen grad kompostert, men har som oftest fremdeles et høyt C/N forhold i størrelsesorden (50-60). Flere produsenter av anleggsjord har benyttet slik vrakbark i produksjon av anleggsjord, men vil da være avhengig av å bruke en annen type kompost i tillegg for at

jordblandingen skal få et C/N forhold lavere enn 30. pH for barkkompost ligger over 7 og den bidrar ikke til å senke pH i blandingene.

Spesielt mangankonsentrasjonen i barkkompost kan være høy. Plantene tar opp mangan som toverdige ion (Mn^{2+}) som dannes spesielt under anaerobe forhold og ved lav pH. Det er vel kjent at manganforgiftning kan forekomme ved bruk av barkkompost som ikke er tilstrekkelig aerobt behandlet. Det er derfor angitt at løselig mangan skal deklarerer i slike produkter i henhold til pkt. C.8 i NS 2890 (Standard Norge 2003). Også vannmetning i jordblandinger med bark grunnet mistilpasset vanningsregime kan føre til manganforgiftning hos plantene. Manganforgiftning også kan forekomme i aerob barkkompost ved lav pH. Umoden barkkompost kan inneholde fenoler og fenollignende forbindelser som påvirker plantevekst negativt.

6.5.1.9 Trefiber



Det er kun aktuelt å bruke trefiber fra ubehandlet trevirke som komponent i jordblandinger. Behandlet trevirke, som rivningsvirke, vil ikke kunne brukes pga. potensiell forurensning.

Trefiber produseres ved energikrevende termisk-mekanisk behandling av trevirke, enten ved termo-fysisk oppslutning eller dampeksplasjon. I Norge er det bedriften Hunton Fiber AS som har startet produksjon av slikt materiale i større målestokk, markedsført under navnet Hunton Fibergrow. Så langt lages en fin og en grov versjon av dette materialet. Materialet har vært testet i flere prosjekter både ved NMBU og NIBIO med sikte på å utvikle torvfrie dyrkingsmedier til produksjon av bær og grønnsaker. Så langt har en kommet fram til markedsførte produkter med inntil 50 vol. % Hunton Fibergrow, mens helt torvfrie produkter har vist seg å fungere langt dårligere.

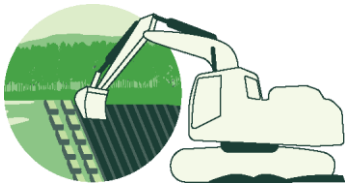
Trefiber har et høyt C/N-forhold og vil uten videre behandling føre til immobilisering av nitrogen i mikrobiell biomasse. Impregnering av trefiber med saktevirkende nitrogenkilder kan redusere nitrogenimmobilisering og dermed redusere nitrogenmangel hos kulturplantene sammenlignet med ubehandlet materiale. Trefiber har noe høyere pH enn torv (pH 4,5-6) og pH i trefiber er lite bufret. Ved vanning med karbonatrikt vann vil derfor pH øke, noe som kan føre til mangel på mikronæringsstoffer. Konsentrasjonen av næringsstoffer i trefiber er lav og sammenlignbar med torv, med unntak av kalium- og manganninnholdet som kan være noe høyere.

Trefiber er svært lett. Porevolumet til trefiber kan sammenlignes med torv, men en stor andel store porer fører til at trefiber har betydelig høyere luftkapasitet enn torv (45-65 vol.%). På den andre siden har trefiber lav vannlagringsevne (30-50 vol. %). Vannet inne i trefiberne er ikke plantetilgjengelig, og det er bare vannet mellom fibrene som er nyttbart.

Det vil derfor lett drenere ut. Bruk av trefiber i jordblandinger krever derfor at plantene vannes hyppigere med mindre vann sammenlignet med torv. Strukturen til trefiber med gode dreneringsegenskap er ikke langvarig, og trefiber vil synke sammen over tid. Trefiber er lett å vanne opp og fri for ugrasfrø og patogener. Det er også svært lavt innhold av tungmetaller i trefiber.

NIBIO er kjent med at Mattilsynet har gitt pålegg til avfallsbehandlere om at trematerialer av rivningsvirke ikke kan benyttes som strukturmaterialer ved kompostering. Våre undersøkelser av sikterester fra en rekke avfallsanlegg viser at selv brukte ubehandlede trematerialer ofte overstiger konsentrasjonene for sink angitt i gjødselvereforskriften. Ved brenning av rivningsvirke i biobrenselanlegg blir konsentrasjonene av tungmetaller i asken mange ganger høyere enn ved forbrenning av virke rett fra skogen. Kilden til sinken er da sinkflak fra galvaniserte spiker o.l., mens malingrester også kan inneholde betydelige mengder tungmetaller. Dette må også vurderes i forhold til hvilke materialer en bruker til produksjon av biokull.

6.5.1.10 Torv fra utbyggingsprosjekter



Fordi myrarealer har ustabil byggegrunn, må torvlag fjernes ved utbygging på arealer med myr. I mange områder er det svært rikelig tilgang på torv fra utbyggingsprosjekter. I nær sagt alle utbyggingsprosjekter i kystområder på Vestlandet, i Trøndelag og i Nord-Norge kommer en i befatning med torvmateriale som må tas ut for å oppnå tilstrekkelig bæreevne for vei- og banefundamentering og for å skape stabil byggegrunn. Det er lite fokus på denne problemstillingen ved planlegging av f.eks. store veiprojekter (se Honningsøy et al. 2020). Andelen av myrareal er lavere på Østlandet, men også i dette området kommer en borti torv som må tas ut i mange utbyggingsprosjekter.

Torv som tas ut fra myrer defineres som et organisk avfall. Det finnes store deponier av torv fra utbyggingsprosjekter der det over tid tapes store mengder CO₂ til atmosfæren ved nedbrytning av torv. I tillegg vil det være sur avrenning av grumset vann med høy andel av humuspartikler fra slike områder, som kan skade leveområder for vannlevende organismer.

I stedet for å levere torv til deponi, er det flere jordprodusenter som tar imot torv fra utbyggingsprosjekter og nytter slikt materiale som ingrediens i jordblandinger. På denne måten kommer torva til nytte når den uansett er satt i spill og over tid uansett vil gi tap av CO₂ ved nedbrytning. Jordproduksjonsanlegg som mottar torvmasser, foretar avvanning av torva, slik at den blir blandbar med mineraljord og inngår som organisk komponent i anleggsjord, ref. Figur 6-3. I avvanningsprosessen frigjøres store mengder vann, som er

bundet i torvmaterialet. Når en legger torvmasser på underlag av sand eller steinmel, vil en oppnå en betydelig rensning av partikler fra torva i avvanningsprosessen.



Figur 6-3. Avvanning av torvmasser fra jernbaneutbygging i et jordproduksjonsanlegg.

Uttak av torv på intakt høgmyr til jordblandinger bør unngås ettersom denne naturtypen i stor grad er degradert på store deler av Østlandet etter uttak av torvstrø til husdyrrom, som i hovedsak foregikk i perioden 1880-1960 (Lie 2002).

Torvbasert jord er i hovedsak organiske dyrkingsmedier som i henhold til NS2890 deklarerer som blandede dyrkingsmedier (Standard Norge 2003) og brukes til dyrking av potteplanter. I Norge foregår dagens produksjon av torv til denne typen dyrkingsmedier på et areal som utgjør om lag 11 km², og om lag 20 km² er regulert til dette formålet. Uttak av torv fører til utslipp av klimagasser, selv om årlig uttak ikke overstiger årlig tilvekst. Myrområder er også viktige habitater for mange arter, og høgmyrer er en truet naturtype i Norge og Europa (Miljødirektoratet 2020).

Torv som inngår i anleggsjord kommer i ubetydelig grad fra de områdene som er regulert til torvuttak, men stammer som regel fra uttak i forbindelse med utbyggingsprosjekter. Når torv tas ut fra myra, er utfordringen av torvmaterialet er biologisk nedbrytbart under aerobe betingelser. Selv om torvmaterialet som sådant ikke er forurenset, kan det på grunn av sitt store innhold av nedbrytbart organisk materiale være problematisk å deponere ut fra avfallsforskriftens § 9.4a: *Følgende avfallstyper er ikke tillatt å deponere:*

a. biologisk nedbrytbart avfall, med unntak av avfall hvor totalt organisk karbon (TOC) ikke overstiger 10 % eller hvor glødetapet ikke overstiger 20 %.

Vannmettet torv som tas ut rett fra myra har ikke et bruksområde uten at materialet avvannes, og utgjør derfor et avfallsproblem i utbyggingsprosjekter. I omtrent alle

utbyggingsprosjekter langs kysten fra Agder til Troms og Finnmark kommer en borti torv og må ta stilling til hva en skal gjøre med torvmaterialet som graves opp. Ved oppgraving vil uansett nedbrytningen av torvmaterialet starte og CO₂ vil frigjøres, og utnyttelse av oppgravd torv til innblanding i anleggsgjord vil være en god ressursutnyttelse sammenlignet med deponering. Det er vel kjent at det er store deponier av torv fra store industriprosjekter på Vestlandet. I prosjekter hvor det er uunngåelig å bygge ned myrareal, bør det søkes en ressursutnyttelse på høyest mulig nivå. Dette innebærer at torv bør tas i bruk i anleggsgjord eller til andre nytteformål.

Utvikling av anleggsgjord og vekstmedier til tak berører derfor i liten grad diskusjonen rundt uttak av torv til vekstmedier i privatmarkedet og profesjonelle plantedyrkere. Miljødirektoratet fikk oppdraget med å lage en utfasingsplan for bruk av torv i hagejord, etter at daværende miljøminister Ola Elvestuen i oktober 2018 erklærte at torv skulle fases ut av privatmarkedet innen 2025, og fra proffmarkedet innen 2020. Siste status på myndighetenes arbeid er at Klima- og miljødepartementet (KLD) har besluttet at utfasing av bruken av torv i det private hagemarkedet skal skje "så raskt som mulig", med sikte på full utfasing innen 2025. For proffmarkedet er nå målet blitt forskjøvet til 2030 (Avfall Norge 2019). Dette som konsekvens av utarbeidet rapport: *Utfasing av uttak og bruk av torv. Kunnskapsutredning om konsekvenser for naturmangfold, klima, næring og forbrukere* (Miljødirektoratet 2018)

6.5.1.11 Biokull



Biokull er et organisk materiale framstilt av biomasse i en ufullstendig forbrenning ved begrenset oksygentilgang. Denne prosessen gir mer stabile karbonforbindelser som er mindre utsatt for kjemisk og biologisk nedbryting. Disse endringene gjør biokull interessant både som et lager for karbon i jord og som jordforbedringsmiddel. Disse egenskapene begynner å bli godt dokumentert for jordbruk (Schmidt et al. 2021), mens dette er ikke er så godt dokumentert for parklandskap og grønne tak.

Egenskapene til biokullet bestemmes av hvilke materialer den er laget av og forholdene under produksjonen som oppvarmingshastighet, temperatur, oksygenivå og varighet på forbrenningen. Det blir altså forskjeller i egenskaper på biokull laget av harde treslag sammenlignet med biokull fra gras og andre lett nedbrytbare organiske fraksjoner. Det samme gjelder for biokull produsert på lave og høye temperaturer.

Generelt har biokull stort overflateareal, lav egenvekt, mange bindingspunkter, stabil porestruktur og høyt innhold av stabilt karbon, men også lettere nedbrytbare

karbonfraksjoner (Zhang et al 2021). Forbrenningsforholdene styrer fordelingen av funksjonelle grupper på overflaten som estere, karbonyl-, karboksyl- og fenolgrupper. Egenskapene til disse gruppene bestemmer hvordan biokull påvirker kjemiske prosesser i jorda, da spesielt ionebyttekapasiteten. Biokull produsert fra de fleste aktuelle råvarer i Norge vil ha alkaliske egenskaper, dvs. forholdsvis høy pH.

Ved innblanding av biokull i jord vil en kunne redusere egenvekt og øke porevolum og ionebyttekapasiteten, men dette vil avhenge av dosering og egenskapene til jorda det blandes inn i. Effektene kan være positive, men også negative basert på direkte effekter av hvordan overflatekjemi, porestruktur og porevolum påvirker tilgjengelighet av næringsstoffer og vann, men også via indirekte effekter på mikroorganismer.

Biokull produsert ved lave til middels temperaturer har en negativ overflateladning slik at overflaten fungerer som bindingspunkter for positivt ladde ioner i jordvæska. Dette kan bidra til økt ionebyttekapasitet, altså jordas evne til å binde og avgj viktige næringsstoffer, selv om effektene på næringsutvekslingen hovedsakelig skyldes porene (Kammann et al. 2015).

Det anbefales å lade biokullet med næringsstoffer før bruk, slik at det ikke binder næring fra jordvæska. Dette kan gjøres på mange måter som fukting med næringsrike løsninger, eller samkompostering med husdyrgjødsel, matavfall osv. En samkompostering vil i de fleste tilfeller endre kvalitetsklassen på produktet.

Granulering av biokull og bruk av noe større biokullpartikler kan også ha en positiv effekt på vegetasjonen (Liao et al 2022), men er lite dokumentert. Kunstgjødsel anbefales ikke.

For grønne tak kan bruk av biokull kunne påvirke mange forhold som er viktige for funksjonene som lav egenvekt, økt porøsitet og økt evne til å holde på vann og næringsstoffer (Cao et al 2014, Chen et al 2021), men også her forventer vi at effekten avhenger av egenskapene til vekstmassene det blandes inn i.

6.5.2. Mineralske gjenbruksmaterialer

6.5.2.1 Steinmel fra pukkverk



Steinmel i 0-2 mm eller 0-4 mm fraksjon har jordlignende egenskaper og har tekstur som siltig mellomsand eller siltig grovsand. Materialet er mer skarpkantet enn natursand, og har oftest høyere pH enn 8 uansett hvilken bergart som steinmelet består av. Bufferevnen er imidlertid sterkt påvirket av mineralogien, slik at steinmel av bergarter med stort innhold av kvarts og feltspat raskere synker i pH over tid enn steinmel med innhold av mørke mineraler som biotitt, ambibol, pyroksen og ikke minst ved innhold av karbonater. Det er viktig å sjekke

kornfordelingskurven til steinmel, og spesielt vurdere forholdet mellom grov sand og middels sand. Fraksjonen av middels sand (0,2-0,6 mm) bør være større enn fraksjonen av grov sand (0,6-2 mm) for bruk i anleggsjord. Både prosess 74.44 til Statens vegvesen og NS 3420 K angir at andelen av steinmel eller andre typer knuste masser ikke skal overstige 50 vol. % av den mineralske fraksjonen i en anleggsjord, og at den resterende delen av mineralsk materiale skal være naturlig sand eller naturlig jord. Steinmel har normalt vesentlig større evne til å frigi plantenæringsstoffer enn naturlig jord med samme tekstur fordi steinmelet ikke er forvitret.

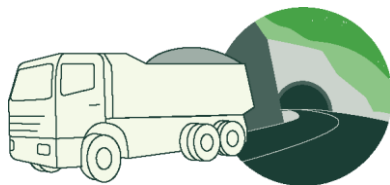
Det er en rekke produsenter av anleggsjord som nytter steinmel som tilslag i anleggsjord, og vurderingskriteriet for om det tilbys gode jordblandinger er om de tilfredsstillende anbefalte krav angitt i prosess 74.44 og/eller NS 3420 K.

6.5.2.2 Vasket finstoff fra sandtak

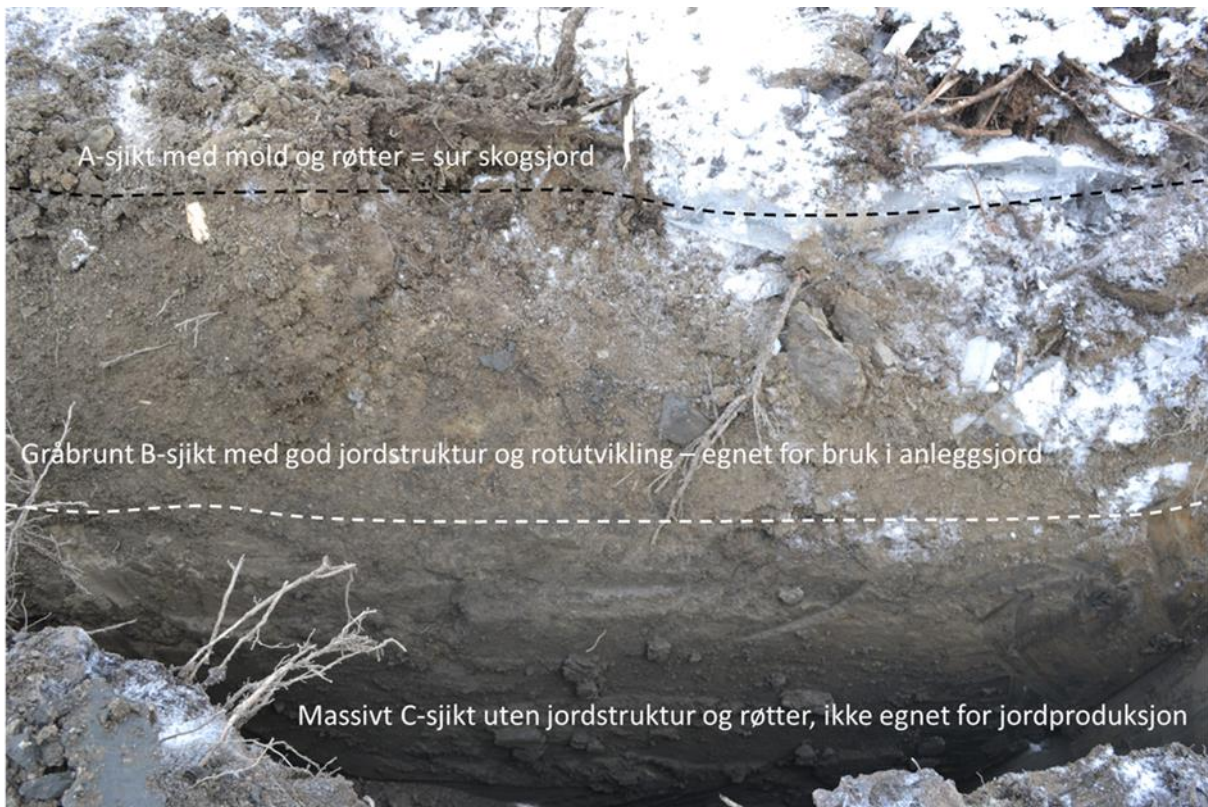


Ved produksjon av sorterte sandfraksjoner i sandtak er det vanlig å foreta vasking for å skille ut finstoffet. I mange sandtak har dette finstoffet blitt deponert fordi det ikke hadde de tekniske kvalitetene som markedet for sandprodukter krevde. Teksturen av slikt materiale er ofte siltig mellomsand eller siltig finsand. Slikt materiale egner som ofte godt til produksjon av anleggsjord, og kan derfor være en betydelig ressurs i jordproduksjon. Slikt materiale vil kunne egne seg sammen med steinmel i anleggsjord siden disse fraksjonene kan ha komplementære egenskaper.

6.5.2.3 Jordmasser fra utbyggingsprosjekter



Ved utbyggingsprosjekter med omfattende gravearbeider blir det gravd opp store mengder løsmasser. En god del av dette er å betrakte som jordmasser, som kan foredles til anleggsjord (Figur 6-4). Seriøse jordprodusenter som er vant til å ta imot slike masser, foretar grundig kontroll av massene og ranker opp materiale med like egenskaper i separate ranker, slik at det er enkelt å lage standardiserte jordblandinger som har like egenskaper over tid (Figur 6-5).



Figur 6-4. Undersøkelse av jord på utbyggingsområde med skogsjord under marin grense for å klargjøre hvilke jordlag som var egnet til produksjon av anleggsjord. Her ser vi tydelig vertikal sjiktdeling i A, B og C horisonter, der de to øverste (A og B) kan brukes i produksjon av anleggsjord. Foto: Trond Knapp Haraldsen.

Med separate ranker kan en også ivareta full sporbarhet for hvor massene kommer fra. Det er også jordprodusenter som blander sammen alle innkommende masser i hauger eller ranker. Da er det vesentlig vanskeligere å lage standardisert jordblanding, og mange anleggsgartnere/entreprenører har opplevd å få store variasjoner i egenskaper mellom ulike leveranser fra samme anlegg.

Utfordringen med mottak av jordmasser fra utbyggingsprosjekter er at en må holde styr på flere typer regelverk og forskrifter, og skaffe seg inngående kunnskap om massene som tas imot. En må påse at det ikke følger med fremmedarter (omtalt i forskrift om fremmedarter), floghavre (omtalt i forskrift om floghavre), ulike typer planteskadegjørere (omtalt i forskrift om planter og tiltak mot planteskadegjørere), samt at en må sikre at massene ikke er forurenset. I tillegg bør en ha god kontroll i forhold til ugras og drive aktiv ugraskontroll i anlegget.



Jordmasser med stein og blokk fra anleggsprosjekter



Jordsortering og produksjon av anleggsjord



Knusing og sortering av utsortert stein og blokk og sprengstein



Salgsprodukter pukk og anleggsjord

Figur 6-5. Prinsippet for bruk av gjenbruksmaterialer i produksjon av anleggsjord. De gråbrune massene i front oppe til venstre tilsvarer B-sjiktet fra Figur 6-4 og B-sjikt fraksjonen brukt i våre forsøk. Foto: Trond Knapp Haraldsen

Det mest optimale for jordprodusenter som baserer seg på mottak av masser, er å få tak i sandige masser, masser med noe leirinnhold, sur skogsjord og kanskje også morenemasser der hovedoppgaven er å sortere ut materiale i stein og blokkfraksjonen. Størst grad av gjenvinning oppnås når en kan samknuse utsortert stein og blokk fra morenemateriale med sprengsteinmasser fra samme utbyggingsprosjekt. Da oppnås det salgbare fraksjoner både av jord og av knuste masser til bygningsformål, og behovet for deponering av masser blir da minimalt og evt. begrenset til undergrunnsmasser av leire. Selv slike leirmasser kan gjenvinnes ved opprasking og tørking, men den prosessen er tid- og arealkrevende.

I Norge er det i liten grad lagt til rette for gjenvinning av ikke forurensede masser. En tverrsektoriell arbeidsgruppe la fram en rapport i 2021 der det bl.a. ble konkludert med at det finnes ingen samlet oversikt over jord- og steinmasser som ikke er forurenset og som oppstår i bygge- og anleggsprosjekter i dag, og hvordan disse disponeres. Ut fra informasjon en har om massehåndtering i eksempelprosjekter, og det store antallet bygge- og anleggsprosjekter som til enhver tid pågår, har en likevel kunnskap om at det er

snakk om store mengder. Sammenliknet med mengden mineralsk byggeråstoff som utvinnes i pukkverk og lignende er dette betydelig. Ved god håndtering av overskuddsmasser kan presset på nytt mineralsk byggeråstoff reduseres (Miljødirektoratet 2021).

Arbeidsgruppen peker på fem hovedutfordringer som gjør at dagens håndtering av overskuddsmasser verken er optimal, effektiv eller forvalter ressursene på en god måte (Miljødirektoratet 2021):

1. Regelverk og saksbehandling - de overordnede rammene - er uoversiktlig og lite samordnet
2. Det mangler i mange tilfeller egnede mottaksanlegg, og arealkonfliktene knyttet til massehåndtering er store
3. Ressursutnyttelsen av massene i prosjektene kan bli bedre
4. Det er ingen helhetlig forvaltning av mineralressursene i Norge, fordi forvaltning av overskuddsmasser mangler. Manglende samlet oversikt over overskuddsmasser gjør det vanskelig å få omsetning for overskuddsmasser i markedet
5. Kontraktform og anskaffelser legger i for liten grad til rette for en helhetlig og ressurseffektiv håndtering av jord- og steinmasser.

Arbeidsgruppen har vurdert 18 ulike tiltak og fremmet hele 27 forslag som kan iverksettes for å oppnå tiltakene. Imidlertid er ingen av forslagene ferdig utredet (Miljødirektoratet 2021).

En av utfordringene med gjenvinning av masser er at det tar svært lang tid å få godkjent nye areal for mottak av masser dersom en følger den vanlige planprosessen etter Plan og bygningsloven. Aktuelle areal skal først meldes inn i forbindelse med rullering av kommuneplaner. Deretter skal areal vurderes av kommunen etter en overordnet konsekvensutredning og deretter fattes det vedtak om areal som avsettes til formålet. Deretter kan en starte reguleringsplanprosess for aktuelle areal som omfatter en mer inngående konsekvensutredning der en rekke av arealkonfliktene som er pekt på i pkt. 2 kommer fram. Det er ikke uvanlig med en rekke innsigelser fra ulike offentlige myndigheter i forbindelse med reguleringsplanarbeidet. Fra en melder inn areal i forbindelse med en kommuneplanrullering til en ferdig reguleringsplan er godkjent, vil det ofte ta mellom fem og ti år. I denne perioden vil masser i stor grad bli levert til de få godkjente mottakene som finnes og transportveien til disse vil ofte være 50 km eller mer fra Oslo, og i andre større byer i Norge 30 km eller mer. De fleste av slike mottak er rene masselagringsområder og dersom massene gjenvinnes til anleggsgjord, får en samme transportvei tilbake.

I forhold til ressursutnyttelse og klimaregnskap i bygge- og anleggsprosjekter vil kortere transportavstander for ikke forurensede masser gi store miljøgevinster. Et eksempel på dette er utbyggingen av Hagejordet på Lillehammer der massene fra utbyggingen brukes til etablering av jordbruksareal med en maksimal transportavstand på 3 km (Haraldsen 2021). Et annet eksempel er det planlagte massemtottaket ved Riisplass i Ås der det tas sikte på å ta imot jord og løsmasser fra lokale byggeprosjekter i Ås og Nordre Follo med en transportavstand på inntil 15 km, men i hovedsak mellom 3 og 10 km fra anlegget (Haraldsen & Barneveld 2022). Det kan også nevnes at det ved etableringen av grøntanlegg i forbindelse med utbyggingen av Veterinærbygningen ved NMBU ble levert om lag 100 000 m³ anleggsjord som var gjenvunnet av masser levert til lokal jordprodusent (Drøbakveien Jord og Gjenvinning AS). Transportavstanden fra jordprodusent til NMBU var om lag 4 km og massene som ble brukt som råvarer til jordproduksjonen stammet fra bygge- og anleggsprosjekter i Ås, Frogn og Vestby, hovedsakelig innenfor en radius på 10 km fra jordproduksjonsanlegget.

6.5.2.4 Gjenbruksperlitt



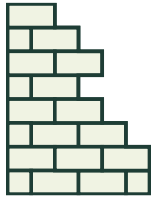
Utgangsmaterialet for perlitt er bergarten perlit (uten «e»). Perlit er fysisk og kjemisk omdannet vulkansk glass (obsidian). Over tid vil den mørkblanke obsidianen gjennom forvitring danne den blågrå løse sekundære berggrunnen perlit. Perlit utvinnes fra gruver, f.eks. på den greske øyen Milos. Perlit er dermed en begrenset ressurs på samme måte som torv, men restmateriale etter at det er brukt som dyrkingsmedium kan gjenvinnes. Hvor store mengder gjenbruksperlitt som kan være tilgjengelig i det norske markedet er usikkert, men det er bedrifter som tar imot slikt materiale for gjenvinning. Siden perlitt er et lett, mineralsk materiale, vil det være av interesse å teste det i blandede dyrkingsmedier til grønne tak. Varighet av perlitt i vekstmedier utendørs er lite kjent, men vi regner med en del forvitring.

6.5.2.5 Brukt filterleca

Brukt filterleca fra naturbaserte renseanlegg har vært testet som ingrediens i jordblandinger. Selv om dette materialet har vært brukt i et renseanlegg i flere år, viste det seg at materialet fremdeles hadde sterkt alkalisk reaksjon og bidro til å gi jordblandingen uønsket høy pH. For å kunne bruke brukt filterleca (Leca filtralite) i jordblandinger må en foreta tilfredsstillende hygienisering, slik at en har sikkerhet for at gjødselvereforskriftens hygienekrav er tilfredsstillt. Det er særlig brukt materiale av Leca Filtralite® Nature P 0,5-4

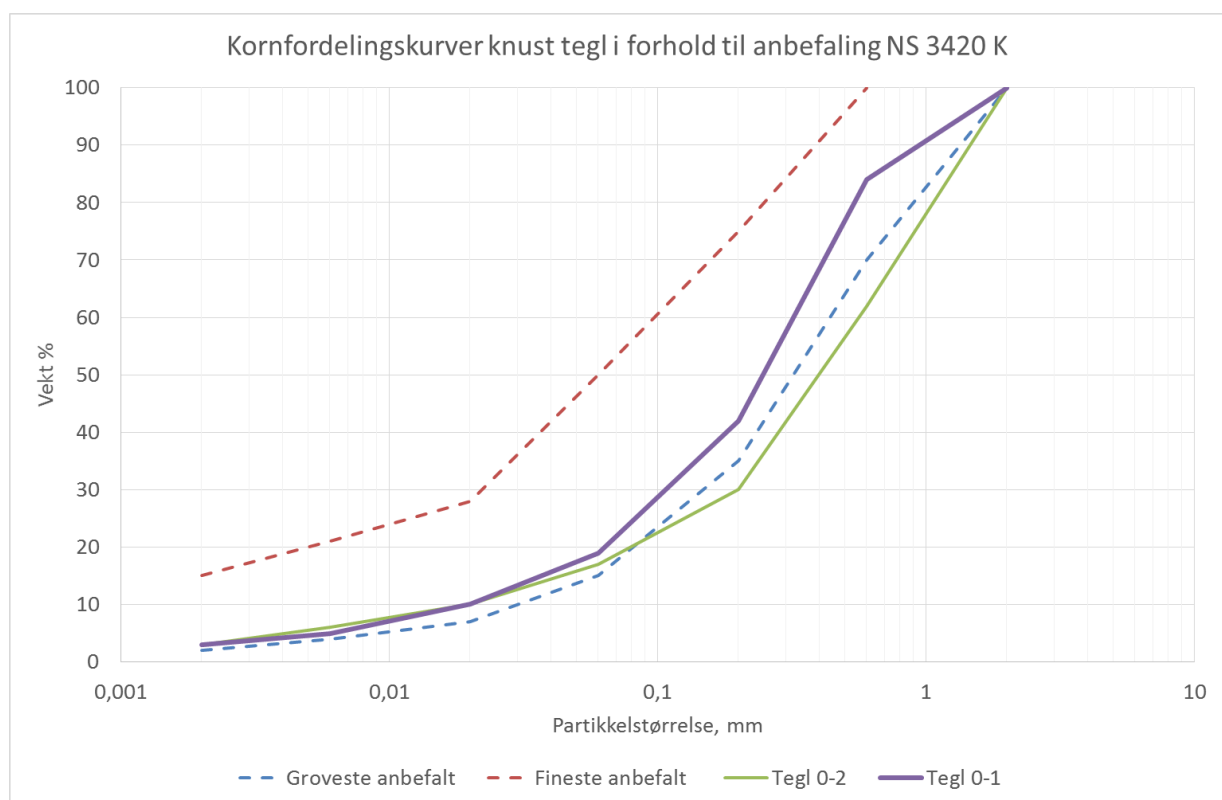
som kan være egnet til bruk i grønne tak fordi det er et lettvektsmateriale. I andre Lecamaterialer som nyttes i bygg, vil det også være sement/betongkomponenter. Disse vil i en jordsammenheng kunne representere at materialene anses som forurenset.

6.5.2.6 Knust tegl



Av materialene som er listet som bygningsavfall, er knust tegl det mest lovende materialet i forhold til å kunne brukes i jordblandinger. Bruk av knust tegl i dyrkingsmedier er godt dokumentert gjennom omfattende forskning (f. eks Graceson et al. 2014). I det europeiske markedet er det flere tilgjengelige vekstmedier basert på knust tegl til sedumtak, hvorav en del av disse er importert til Norge. For den type spiselige landskap og biotoptak vi legger opp til her, gjenstår det noe utprøving av egnethet.

Tegl er teknisk sett brent leire, og analyser av renset, knust tegl uten mørtel viser tungmetallkonsentrasjoner på nivå med det en finner i marine leirer. Slikt materiale vil derfor komme godt under normverdiene for tungmetallkonsentrasjoner i forurensningsforskriften. Når en foretas sikting av knust tegl, er det mulig å få fraksjoner som er god egnet til bruk i jord ut fra kornfordelingen (Figur 6-6).

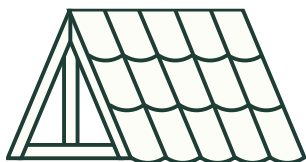


Figur 6-6. Kornfordelingskurver for knust tegl i 0-1 mm fraksjon og 0-2 mm fraksjon i forhold til anbefalt kornfordeling for anleggjord i NS 3420 K.

Ved brenningen av tegl blir en rekke metaller oksidert, og det medfører at teglmaterialet får svært høy pH, ofte rundt 11,5. Dette er langt utenfor det som tolereres i et dyrkingsmedium. Sammenlignet med f.eks. betong, er nivået av kalsium i tegl betydelig lavere, mellom 2 og 3 %. I teglsteinen foreligger kalsium som CaO, kalsiumoksid. Ved kontakt med vann blir kalken lesket til kalsiumhydroksid, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, som også gir høy pH. Ved videre reaksjon med vann og luftens karbondioksid dannes det CaCO_3 og pH synker til om lag 8,4. Det kan være aktuelt å blande knust betong og knust tegl med organiske materialer som utvikler CO_2 . Da blir kalken raskere karbonatisert og materialet kan fungere som egnet materiale til dyrkingsmedium for kalktolerante vekster. Det er for øvrig samme reaksjon som skjer med kalkmørtel når lesket kalk og sand reagerer med vann og tar opp CO_2 fra luften. Slik forsering av karbonatisering krever både tid og plass.

Det er svært viktig at det ikke følger med mørtel med den knuste teglen. I mørtel er det vanlig å tilsette ulike typer plaststoffer (som polyvinylacetat, akryl, epoksy) (se <https://snl.no/m%C3%B8rtel>), og mørtel kan dermed representere en kilde for mikroplast når den finknuses.

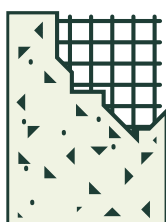
6.5.2.7 Knust takstein



Takstein er enten basert på tegl eller sement/betong. Takstein av tegl kan trolig knuses og fraksjoneres på samme måte som teglstein, men en må da være oppmerksom på at det kan være tungmetaller i glasuren som nyttes.

Sement/betongtakstein består av sortert sand og betong/sement. Når dette materialet knuses, vil det bli et sandig materiale med høy pH og forventet høy kalkingsverdi. Spørsmålet er om et slikt materiale vil anses å kunne være forurenset. Det vil bl.a. analyser av krom (6) kunne bidra til å avgjøre. Så vidt NIBIO kjenner til er det ingen bedrifter som knuser slikt materiale i dag med sikte på gjenvinning i jordprodukter. Det kan være aktuelt å knuse opp et testparti med betongtakstein for å vurdere egnethet.

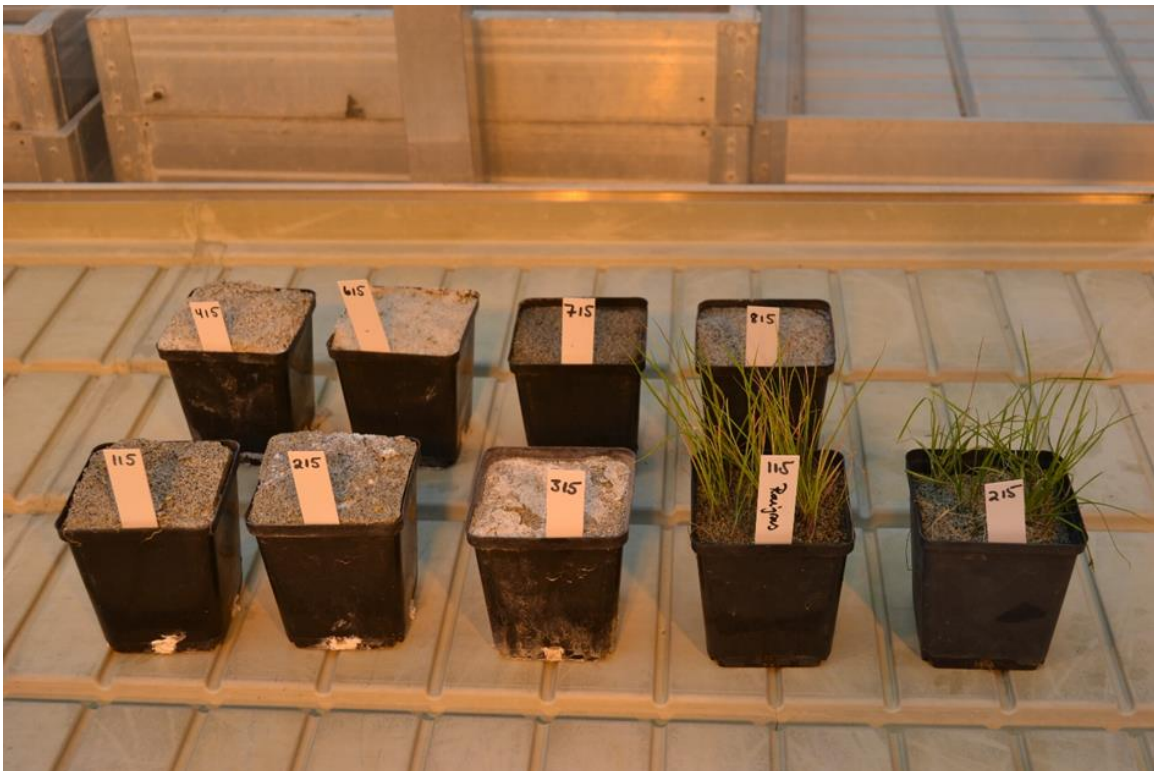
6.5.2.8 Knuste betongprodukter



Basert på tidligere undersøkelser knyttet til bruk av knust betong, anses slike materialer å være uegnet til dyrkingsmedier som skal være godt egnet til dyrking av planter. Det er vel kjent av betongprodukter i de fleste tilfeller ikke kan regnes som rene masser på grunn av for stort innhold av seksverdig krom, mens innholdet av treverdig krom er innenfor kravet til normverdi.

Betong fra rivningsprosjekter inneholder som oftest også høyere konsentrasjoner av PCB enn normverdien på 0,01 mg/kg.

Knust betong har vært benyttet som ingrediens i spirehemmende fugesand. Årsakene til at det ikke etablerte seg vegetasjon i blandingene med høy pH ble ikke studert ut over at det ble konstatert null etablering av gras (Figur 6-7Figur). Sannsynligvis var effekten en kombinasjon av høy pH, toksisk virkning av seksverdig krom og en sementerende effekt. Den spirehemmende effekten viste seg å avta over tid, noe som trolig hadde sammenheng med karbonatisering, dvs. dannelse av CaCO_3 ved påvirkning av CO_2 oppløst i vann. Karbonatiseringsprosessen bidrar til å binde CO_2 i mineralet kalsitt, og pH vil over tid stabiliseres i overkant av 8. Under slike forhold vil krom reduseres til treverdig krom, og den sterkt plantetoksiske effekten vil opphøre. Utfelt kalk vil imidlertid kunne påvirke de hydrauliske egenskapene til vekstmediet i stor grad ved at utfelt kalk fyller alle hulrom mellom mineraler (Figur 6-8Figur). Det er verdt å merke seg at bruk av resirkulert betong og kalkaggregater derfor ikke tillates på grønne tak i FFL standarden (FFL 2018, kap. 10.2.8).



Figur 6-7 Spirehemmende fugesand med innblandet knust betong og andre materialer med $\text{pH} > 10$, pottene med grasspirer står i ren sand (Foto: Trond Knapp Haraldsen)

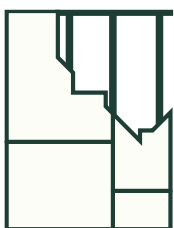


Figur 6-8 Utfelt kalk vil kunne gi en resementering og gjenfylling av hulrom mellom partikler i vekstmedier ved innblanding av knust betongmateriale (Foto: Trond Knapp Haraldsen).

Mattilsynet har ved kontroll på bedrifter som produserer anleggsjord nedlagt forbud mot at betongrester inngår i jordblandinger ettersom betong kan representere et forurenset materiale. Det er også kjent at aktører som har brukt betong i jordblandinger har opplevd klager fra kunder på mangelfull etablering av vegetasjon, noe som stemmer godt overens med erfaringene med utviklingen av spirehemmende fugesand.

Det finnes utenlandske studier som viser bruk av betongmaterialer i dyrkingsmedier (Jauni et al. 2020). Det knuste betongproduktet i den studien representerte et biprodukt fra en betongvarefabrikk og var et lettvektsprodukt. Dersom det viser seg at det kan finnes tilsvarende norske produkter, som ikke det er knyttet betenkeligheter til vedr. forurensning, kan det være verdt å prøve. Før dette eventuelt dokumenteres, vurderer vi knuste betongprodukter uaktuelle til bruk i jordblandinger og vekstmedier både pga. forurensing og direkte uønskede kjemiske egenskaper.

6.5.2.9 Oppmalte gipsplater



Oppmalte gipsplater har vært foreslått som jordforbedringsmiddel i jordbruket og som mulig ingrediens i jordblandinger. Gips er kalsiumsulfat, CaSO_4 . NIBIO har på oppdrag fra Mattilsynet utredet slik bruk, og anbefalt at slik gips vil kunne brukes som svovelgjødsel tilsvarende plantenes behov for svovel, som typisk er i størrelsesorden 1-4 kg S/daa/år. Ettersom sulfationene bindes lite i jorda, vil sulfat lett vaskes ut av jordsmonnet om høsten og i løpet av frostfrie perioder med regn om vinteren. Ved slik utvasking vil det følge med tilsvarende mengde kationer, som Mg, K og Ca. På grunn risikoen for utvasking, bør ikke mengden gips som tilføres årlig være større enn plantenes behov for næringsstoffet svovel, slik at det er lave restkonsentrasjoner av sulfat om høsten.

6.6. Anbefalte materialer

Basert på kapittel 6.3 og en vurdering av tilgjengelighet uten behov for ytterligere raffinering, har vi inkludert følgende materialer til bruk i utprøving av jordblandinger: Stedlige jordmasser, ulike størrelsesfraksjoner tegl, biokull med litt ulike egenskaper, hagepark kompost, trefiber, gjenbrukspertilitt, gjenbrukstorv fra anlegg og ulike steinmeltyper. En oversikt over hvilke materialer vi har vurdert og inkludert i prosjektet er samlet i Tabell 6-2. I tillegg har vi brukt gjenbruks Leca (Østfoldgress), kompostert bark, grovt kull, Glasopor (ekspandert resirkulert glass, glasopor.no), næringsrik Reve kompost (<https://www.revekompost.no/>) og lavafraksjoner (bergknapp.no) i noen målrettede forsøk.

Tabell 6-2 Vurderte materialer for egnethet til sirkulære jordblandinger

	Nr.	Materiale	Egnethet for bruk i jordblandinger	Testet i prosjektet	Anbefalt etter forsøk i prosjektet for tak	Anbefalt etter forsøk i prosjektet for terreng
Fra Tabell 2 Oversikt over avfall fra byggenæringen	1	Treavfall (behandlet)	Ikke egnet	Nei	Nei	Nei
	2	Papir og papp	Ikke egnet	Nei	Nei	Nei
	3	Plast	Ikke egnet	Nei	Nei	Nei
	4	Glass	Ikke egnet	Nei	Nei	Nei
	5	Metall	Ikke egnet	Nei	Nei	Nei
	6	Gips	Noe egnet	Nei	Nei	Nei
	7	EE-avfall	Ikke egnet	Nei	Nei	Nei
	8	Farlig avfall	Ikke egnet	Nei	Nei	Nei
	9	Tegl	Egnet	Ja	Ja	Ja
	10	Betong	Ikke egnet	Nei	Nei	Nei
	11	Forurenset tegl og betong	Ikke egnet	Nei	Nei	Nei
	12	Asfalt	Ikke egnet	Nei	Nei	Nei
	13	Blandet restavfall	Ikke egnet	Nei	Nei	Nei
	14	Annet avfall	Ikke egnet	Nei	Nei	Nei
Organiske avfallsmaterialer	15	Hage/parkavfallskompost	Egnet	Ja	Ja	Ja
	16	Matavfallskompost	Noe egnet	Nei	Ikke konkludert	Ikke konkludert
	17	Biorest av matavfall, fast	Noe egnet	Nei	Ikke konkludert	Ikke konkludert
	18	Biorest av matavfall, flytende	Noe egnet	Nei	Ikke konkludert	Ikke konkludert
	19	Avløpsslam	Noe egnet	Nei	Ikke konkludert	Ikke konkludert
	20	Slamkompost	Noe egnet	Nei	Ikke konkludert	Ikke konkludert
	21	Vannverkslam	Egnet	Nei	Ikke konkludert	Ikke konkludert
	22	Hestegjødselkompost	Egnet	Nei	Ikke konkludert	Ikke konkludert
	23	Slam fra treforedlingsindustri, fiberslam	Egnet	Nei	Ikke konkludert	Ikke konkludert
	24	Slam fra treforedlingsindustri, bioslam	Egnet	Nei	Ikke konkludert	Ikke konkludert
	25	Barkkompost	Egnet	Ja	Ja	Ja
	26	Trefiber (ubehandlet)	Noe egnet	Ja	Nei	Nei
	27	Torv fra utbyggingsprosjekter	Egnet	Ja	Nei	Nei
	28	Biokull	Egnet	Ja	Ja	Ja
Mineralske gjenbruksmaterialer	29	Filterleca (Leca filtralite)	Noe egnet	Nei	Ikke konkludert	Ikke konkludert
	30	Steinmel fra pukkerk	Egnet	Ja	Ja	Ja
	31	Vasket finstoff fra sandtak	Egnet	Nei	Ikke konkludert	Ikke konkludert
	32	Jordmasser fra utbyggingsprosjekter	Egnet	Ja	Ja	Ja
	33	Gjenbrukspertilitt	Noe egnet	Ja	Nei	Ikke konkludert
	34	Knust takstein betong/tegl	Noe egnet	Nei	Ikke konkludert	Ikke konkludert
	35	Knuste betongprodukter	Ikke egnet	Nei	Nei	Nei

7. Plantevalg og skjøtsel

av Hans Martin Hanslin, NIBIO

7.1. Intro: Forventede klimaendringer og hvordan dette vil påvirke artsvalg og skjøtsel.

Klimaframskrivninger for Oslo viser økende temperaturer, økende nedbør høst til vår og noe mindre nedbør om sommeren, men med risiko for intensive nedbørsepisoder (klimaservicesenter.no). Trolig vil dette også gi flere perioder med vanningsforbud om sommeren, men av hensyn til brannsikkerhet, vil det nok også være strategier for å unngå uttørking av grønne tak. Vi forventer også å se flere kombinasjoner av blå-grønne tak og vannhøsting i tiden framover.

For spiselige landskap er det særlig tørke og vanningsforbud som vil påvirke funksjonen og leveransen av tjenester. For tak er det noe mer omfattende med kombinasjoner av høyere temperaturer og endret nedbørsmønster som på lengre sikt vil påvirke vegetasjonssammensetning og funksjon. Tilnærmingen vil være å velge (stedegne) arter fra systemer som allerede opplever slike forhold, i hvert fall i kortere perioder. For spiselige landskap er det mindre fleksibilitet da mange av de aktuelle kulturvekstene har et visst vannbehov og fungerer dårlig under tørke, mens andre, typisk krydderurter fra Sør-Europa, vil være tilpasset et varmere og tørrere klima enn det vi i dag dyrker dem i.

For grønne tak er det vanlig strategi å velge arter fra grunnlendte områder der det er begrenset jordvolum og der plantene ofte må overleve jord med lavt vanninnhold. Disse artene må samtidig tåle eksponering for full sol og vind og høye temperaturer. En bruker altså en «habitat template» tilnærming (Lundholm 2006). Samtidig er det viktig å ha et stort mangfold av arter og arter som er i stand til å reetablere seg (fra frø eller rotskudd) etter tørkeperioder for å gi noe bedre både resiliens og evne til å reetablere vegetasjon etter mer ekstreme værepisoder.

7.2. Næringstilførsel og konsekvenser knyttet til klimagassutslipp og avrenning

Vegetasjonen må ha tilgang til et minimum av næringsstoffer for vekst og vedlikehold. Dette styres av en kombinasjon av hva som legges inn av næringsrike komponenter i jordblandingen, hva som tilføres som gjødsel senere og hvordan forholdene i jorda påvirker omsetning og frigjøring av næringsstoffer.

For park og spiselige landskap som er forholdsvis produktive systemer vil en direkte tilbakeføring av næringsstoffer fra anlegget lokalt kunne kombineres med tiltak som kobler på byens sirkulære kretsløp. Det vil være bruk av ulike fraksjoner som kompost og organiske gjødselvarer så lenge disse tilfredsstillende krav knyttet til spiselige vekster. Prinsippene presentert i kapittel 5, kan brukes her.

For grønne tak vil det oftest være en fordel å ha en litt mer næringsfattig jordblanding og isteden korrigerer utviklingen med gjødsel. Vekstmedier til grønne tak er porøse og har en del lekkasje av næringsstoffer, så tidspunkt for gjødsling bør tilpasses plantenes behov. Vi antar denne tilnærmingen gir redusert avrenning sammenlignet med et næringsrikt substrat som ligger og avgir næringsstoffer mesteparten av året. Regenerative prinsipper er ikke godt egnet for tak, da en ikke ønsker en økning i organisk innhold i jord og strøsjiktet som påvirker evnen til å lede og holde på vann.

7.3. Vurderingskriterier

For vegetasjon til takløsninger vurderes artene etter følgende kriterier

- Arter med lokal forekomst, fra f, naturtyper som er vanlige rundt Oslofjorden
- Arter som forventes tåle forhold på tak (vind, innstråling, temperatur, jordfuktighet og jordkjemi).
- Arter som er tilgjengelige som frø med ønsket opphav
- Arter med moderat vekst og begrenset størrelse og biomasseproduksjon
- Arter som ikke kan dominere taket gjennom klonal vekst
- Arter som vil være i stand til å produsere frø og reetablere seg fra disse, eller har tilstrekkelig klonal vekst til å overleve på taket over tid
- Arter som bidrar til estetikk på deler av taket der det er viktig
- Vegetasjon som samlet gir en bredde i funksjoner, struktur og ressurser for andre organismer

For vegetasjon til park og spiselig landskap

- Kombinasjon av stedeegne arter, prydplanter og spiselige planter er ønskelig
- Vegetasjonen skal tilby ressurser i flere sjikt
- Behovet for skjøtsel skal være begrenset og vegetasjonen skal overleve kortere perioder med tørke og vannmetning
- Behovet for regelmessig plantevern skal være begrenset
- Samplantinger brukes aktiv som forebyggende plantevern og for estetisk verdi

- Vegetasjonen og driftsform skal bidra til å binde og stabilisere karbon i jord, basert på prinsippene fra kapittel 5.

7.4. Plantevalg og artssammensetning

7.4.1. Park og spiselig landskap

Plantevalg for disse vil avhenge av overordnet plan for anlegget som styrer hvilke funksjoner og aktiviteter det skal legges til rette for. Dette vil inkludere standard utvalg av trær og busker supplert med ulike typer bed og dyrkingsområder. Våre løsninger skal kunne fungere godt til utvikling av trær og busker, både til prydd og frukt/bær produksjon, plen og ulike typer grasbakke og blomsterengutforminger, og ulike typer fortrinnsvis flerårige spiselige vekster. Krav til jordegenskaper for park og spiselige landskap er så like, at vi tar sikte på å utvikle en jordblanding som er egnet for begge systemene.

7.4.2. Takløsninger

For takløsningene tar vi utgangspunkt i vegetasjon fra åpen grunnlendt kalkmark og baserik tørreng. Disse systemene har mange arter som er godt tilpasset forhold på tak. Jordkjemisk er det ikke så store forskjeller mellom systemene og vi forventer at de blandingene vi kommer fram til vil ligge i overkant på pH og basetilgang uansett. For tak tar vi derfor sikte på en felles jordblanding som vil fungere både for en grunnlendt kalkmarkutforming og en baserik tørrengutforming.

Disse systemene har en del arter felles og noen som inngår kun i den ene løsningen (Tabell 7-1). Begge systemene vil være baserike, men også en del arter med noe bredere preferanser inngår i forslaget. Forholdene på tak er såpass spesielle at det er vanskelig å forutse nøyaktig hvilke arter som ikke vil trives med en gitt oppbygging og vegetasjonssammensetning. Det bør derfor søkes å få et større antall arter etablert fra start, så vil forholdene på taket styre utviklingen over tid. Utfordringen er å finne tilgjengelig frø eller plantemateriale for alle artene. En må ha i bakhodet at for disse løsningene så vil vegetasjonen i løpet av et par år bli mer dynamisk basert på hvilke arter som overlever og i hvor stor grad de klarer å reprodusere seg. Det betyr at det kan være verdifullt å etablere også arter der en har begrenset med materiale tilgjengelig.

Engsystemet vil være grasdominert med slått og fjerning av slått materiale minst en gang per år. Grasvegetasjonen kan utvikles med vanlige engarter som engkvein, rødsvingel og engrapp og helst enghavre og dunhavre hvis en får tak i frø av disse to. Systemet for grunnlendt kalkmark er hovedsakelig basert på erfaringer vi har med arter fra åpen

grunnlendt kalkmark og baserike tørrbakker, der vi over tid har testet ut et større antall arter.

Tabell 7-1. Forslag til arter for takløsninger for Nordmarka engsystem og et grunnlendt baserikt system.

Norsk navn	Vitenskapelig navn	felles	grunnlendt	engsystem
aksveronika	<i>Veronica spicata</i>		1	
aurikkelsveve	<i>Pilosella lactucella</i>			1
bakketimian	<i>Thymus pulegeioides</i>		1	
bergmynte	<i>Origanum vulgare</i>	1		
bitterbergknapp	<i>Sedum acre</i>	1		
blodstorkenebb	<i>Geranium sanguineum</i>	1		
blåklokke	<i>Campanula rotundifolia</i>	1		
dunhavre	<i>Avenula pubescens</i>			1
dunkjempe	<i>Plantago media</i>	1		
enghavre	<i>Avenula pratense</i>			1
enghumleblom	<i>Geum rivale</i>			1
engknoppurt	<i>Centaurea jacea</i>	1		
engkvein	<i>Agrostis capillaris</i>			1
engnellik	<i>Dianthus deltoides</i>	1		
engsmelle	<i>Silene vulgaris</i>			1
engtjæreblom	<i>Viscaria vulgaris</i>	1		
fagerklokke	<i>Campanula percisifolia</i>			1
fagerknoppurt	<i>Centaurea scabiosa</i>	1		
filtkongsslys	<i>Verbascum thapsus</i>		1	
firkantperikum	<i>Hypericum maculatum</i>	1		
fjellrapp	<i>Poa alpina</i>	1		
fjærekoll	<i>Armeria maritima</i>		1	
flekkgriseøre	<i>Hypochaeris maculata</i>	1		
markfrytle	<i>Luzula campestris</i>	1		
mattesveve	<i>Pilosella moechiadia</i>	1		
følblom	<i>Leontodon autumnalis</i>			1
gjeldkarve	<i>Pimpinella saxifraga</i>	1		
gjerdevikke	<i>Viccia sepium</i>			1
gulaks	<i>Anthoxanthum odoratum</i>			1
gullris	<i>Solidago virgaurea</i>			1
gulmaure	<i>Galium verum</i>	1		
hjertergras	<i>Briza media</i>			1
hvitbergknapp	<i>Sedum album</i>		1	
hvitmaure	<i>Galium boreale</i>			1
hårsveve	<i>Pilosella officinarum</i>	1		
jonsokkoll	<i>Ajuga pyramidalis</i>			1
kantkonvall	<i>Polygonatum odoratum</i>		1	
kattefot	<i>Antennaria dioika</i>		1	

Norsk navn	Vitenskapelig navn	felles	grunnlendt	engsystem
knollmjørdurt	<i>Filipendula vulgaris</i>	1		
lintorskemunn	<i>Linaria vulgaris</i>		1	
marianøkleblom	<i>Primula veris</i>			1
markjordbær	<i>Fragaria vesca</i>	1		
markmalurt	<i>Artemisia campestris</i>		1	
mørkkongslys	<i>Verbascum nigrum</i>		1	
nakkebær	<i>Fragaria viridis</i>		1	
ormehode	<i>Echium vulgare</i>		1	
prestekrage	<i>Leucantemum vulgare</i>	1		
prikkperikum	<i>Hypericum perforatum</i>	1		
rundbelg	<i>Antyllis vulneraria</i>	1		
ryllik	<i>Achillea millefolium</i>	1		
rødkløver	<i>Trifolium pratense</i>			1
rødknapp	<i>Knautia arvensis</i>	1		
rødsvingel	<i>Festuca rubra rubra</i>			1
sauesvingel	<i>Festuca ovina</i>	1		
skjermsveve	<i>Hieracium umbellatum</i>			1
smalkjempe	<i>Plantago lanceolata</i>	1		
smaltimotei	<i>Phleum phleoides</i>		1	
smørbukk	<i>Hylotelephium maximum</i>	1		
smårapp	<i>Poa humilis</i>			1
stemorsblomst	<i>Viola tricolor</i>		1	
sølvmore	<i>Potentilla argentea</i>	1		
tiriltunge	<i>Lotus corniculatus</i>	1		
Vill-løk	<i>Allium oleraceum</i>	1		
vårstarr	<i>Carex caryophylla</i>	1		

7.5. Skjøtselsplaner/forvaltningsplaner for landskap/habitat

7.5.1. Takløsninger

I etableringsfasen (de første par månedene) må det vannes hvis det er tørt over lengre perioder. En del arter bruker tid på å utvikle et rotsystem som gjør at de kan klare seg uten vanning. I prinsippet skal det ikke vannes etter etableringsfasen, da det bare gir unødvendig storvokst vegetasjon, som raskere dør hvis det blir tørke med vanningsforbud. Hvis mulig bør det vannes noe i harde tørkeperioder for å sikre at mest mulig av vegetasjonen overlever. Det er da bedre med en skikkelig oppvanning, enn lite og ofte.

For takløsningene basert på et grunnlendt system bør utviklingen følges opp vår og høst de første årene for å vurdere behovet for korrigerende tiltak. Dette vil inkludere å fjerne aggressivt ugras tidlig slik at det ikke rekker å frø seg. Typisk bør dette skje i løpet av juni

(og eventuelt følges opp senere i sesongen). På våren vurderes om det er behov for noe mer næringstilførsel i etableringsfasen for raskere å få et godt vegetasjonsdekke. Dette kan gis med konsentrerte organiske gjødselslag. Dressing med kompost brukes ikke på takene da det over tid vil endre vannlagringsevnen og dermed lasten. Det grunnlendte systemet trenger i utgangspunktet ikke slått, men vil dra fordel av en sen slått for å fjerne dødt materiale.

De samme vurderingene gjøres for løsningen basert på engvegetasjon. Her må en i tillegg vurdere behovet for slått. Denne bør i utgangspunktet gjennomføres minst en gang per år, typisk noe ut i august, for å fjerne noe stående biomasse. Slått materiale rakes sammen og fjernes.

7.5.2. Park og spiselig landskap

Ut over etableringsfasen bør disse systemene klare seg uten vanning, da med unntak av lengre tørkeperioder. Trær etableres med vanningsposer og følges opp med beskjæring og tynning ved behov. Busker og bunndekkende arter brukes til å redusere ugrasproblemer. En bør sørge for god jorddekking og tilbakeføring av næring fra kompost og eventuelt noe begrenset bruk av organiske gjødselslag der det er behov for det.

8. Design av jordblandinger

av Hans Martin Hanslin, NIBIO

Vi gjennomførte en serie vekstforsøk for å undersøke ulike problemstillinger knyttet til blandingsegenskaper og optimalisering av vekstmassene. Alle forsøkene ble gjennomført i veksthus ved NIBIO Særheim med materialer valgt ut i 6.6.

Råvarer ble innhentet i storesekk fra leverandører (Tabell 8-1), og inkludert i de ulike blandingene basert på hvilke egenskaper vi ønsket å oppnå. Jord til forsøk ble blandet i batcher med små jordblandere etter oppmåling av komponentene (Figur 8-1). Alt i volumprosent av totalen før blanding. Noen materialer ble siktet før bruk. Det ble også brukt mindre mengder av andre råvarer i noen av forsøkene. Dette er beskrevet i kapitlene under.



Figur 8-1. Bilder fra oppstartsfasen med storesekker med råvarene, system for blanding av komponentene, en oversikt over noen av råvarene (nede tv) og noen av de første testblandingene (nede th).

Det ble ikke satt opp oversikter over næringsbidrag fra de ulike komponentene i blandingene. Komponentene som bidrar med næringsstoffer er hovedsakelig hage-park komposten og barkkomposten som begge i seg selv er ganske næringsnøytrale, og det ladede biokullet som bidro med lett tilgjengelig plantenæring. Ladet biokull hadde rundt 150 mg nitrat-N, 150 mg PAL, 500 mg KAL og 30 mg Mg-AL mer per kg tørrvekt enn uladet biokull.

Tabell 8-1. Oversikt over råvarer brukt i jordblandingene i veksthusforsøken

Betegnelse	Kvalitet	Kvalitetsklasse	Leverandør
knust tegl 0-2	0-2 mm	0	Østfoldgress
knust tegl 2-4	2-4 mm	0	Østfoldgress
knust tegl 4-8	4-8 mm	0	Østfoldgress
skogsjord	Moldrikt mineralisk toppsjikt (Ah-sjikt) fra skogsområde under marin grense. Siktet på 10 mm	0	Drøbakveien Jord og Gjenvinning
B-sjikt	Lettleire, B-sjikt fra skogsområde under marin grense. Siktet på 10 mm	0	Drøbakveien Jord og Gjenvinning
gjenbrukstov	Siktet på 10 mm	0	Drøbakveien Jord og Gjenvinning
hage-park kompost	Oslokompost 0-10 mm	1	Oslo kommune
gjenbruks Leca	4-10 mm		Østfoldgress
gjenbruksperritt	Fra veksthus		Østfoldgress
trefiber	Hunton grov		Hunton fabrikker
barkkompost			
OBIO biokull	Standard 0-8	EBC Class I feedchar	Oplandske bioenergi
OBIO biokull	Kvernet 0-3 mm	Antas samme som over	Oplandske bioenergi
steinmel	0-8 mm. Siktet 0-2 for noen blandinger		Drøbakveien Jord og Gjenvinning
steinmel	0-5 mm. Siktet 0-2 for noen blandinger		Norstone Røyneberg

8.1. Vekstmasser til park og spiselig landskap

8.1.1. Gjennomføring

Tegl og steinmelbaserte vekstmasser ble testet med blanding av ulike finfraksjoner (0-2 mm) og organisk materiale. Se Tabell 8-2. Som referanser ble det brukt en ferdig moldholdig anleggsjord fra Drøbakveien Jord og Gjenvinning og Norstone sine nye blandinger for anlegg og pallekarm. Den moldholdige anleggsjorda ble også testet med 10 volumprosent av hhv. Oslokompost og kvernet biokull fra Oplandske Bioenergi. Dette ga til sammen 14 blandinger.

Vekstmassene ble blandet i 40 liters batcher i en enkel jordblender. Disse batchene ble deretter grovblandet før bruk. 3 liters rosepotter ble fylt med vekstmassene uten mer komprimering, enn en lett drop på 5 cm. Pottene ble plantet med pluggplanter av jordbær (den remonterende sorten Malling Supreme), kryddersalvie (*Salvia officinalis*), bergmynte (*Origanum officinalis*) og rødsvingel (*Festuca rubra ssp rubra 'Stadt'*). Gulrot (Napoli F1) ble sådd direkte og tynnet til 5 planter per potte etter spiring, med tre potter per art og behandlinskombinasjon. Dette er arter som kan bidra til ulike deler av et spiselig parklandskap og samtidig arter som har noe ulike krav til jordkjemi og jordfuktighet. Etter etablering ble pottene vannet med 20 mm kranvann mandager og 30 mm fredager. Alt etter innstråling og temperatur i veksthuset ga dette svingninger mellom vann i overskudd og vann i underskudd. Pottene ble gjødslet to ganger med 2.5 kg N/daa som fullgjødsel 12-4-18 mikro. Det var litt spinnmidd på jordbær og nytte dyr ble satt inn for bekjemping. Det ble registrert god blomstring på bergmynte og god produksjon av jordbær med god smak.

Tørkerespons ble testet ved å stoppe vanning i kortere perioder. Dette ga forholdsvis rask respons (mindre enn en uke før tydelig tørkestress) hos plantene med liten forskjell mellom blandningene, så dette ble ikke undersøkt videre. Gulrøttene ble høstet etter 16 uker. Diameter og lengde på hver gulrot målt før de ble tørket og veid. En vurdering av farge ble gjort samtidig. For de andre artene ble overjordiske deler av plantene høstet etter 15 uker, tørket og veid. Pottene for rødsvingel og bergmynte ble brukt til å måle pH og feltkapasitet på en 22 cm dreneringshøyde etter forsøket.

Forsøket var lagt ut som en komplett randomisert design og analysert deretter med 14 jordblandinger x 5 testarter x 3 gjentak = 210 potter totalt. Data ble analysert med enkle lineære modeller i Minitab med jordblanding som faktor for en og en art. Modellantakelsene ble vurdert med residualplott og biomassedata ble LN transformert før analyser. Tukey parvise sammenligning ble brukt for å sammenligne behandlingene.

8.1.2. Resultater

Forsøksblandingene var forskjellige både i pH og volumetrisk vanninnhold ved feltkapasitet, ref. Tabell 8-2. pH ble stort sett styrt av blandet mengde tegl, mens innslag av torv hadde en effekt på volumetrisk vanninnhold. Vi fant betydelige forskjeller i vekst mellom behandlingene for alle artene, men med en del variasjon innen enkelte behandlinger (Figur 8-2). Det var noen forskjeller mellom artene i respons på enkeltblandinger, men overveiende sammenfallende resultater på tvers av artene. Norstone 4 og 5 var gjennomgående de beste referansene. Drøbakveien anleggsjord ga lavere tilvekst, men har et næringsinnhold som er mer sammenlignbart med forsøksblandingene. Blanding 9 og 10 var de beste eksperimentelle blandningene og på nivå med Drøbakveien anleggsjord. Begge har en basis av 25 % sur skogsjord og 25 % steinmel 0-2 fra Drøbakveien, 10 % biokull og 15 % Oslokompost. Om det var blandet inn lettleire fra B-sjikt i en skogsjord, se Figur 6-4, eller 0-2 tegl spilte ikke så stor rolle selv om pH i blandingen med tegl lå nesten en enhet høyere enn den andre. Begge hadde omtrent likt vanninnhold ved feltkapasitet. Kjemiske og fysiske egenskaper ligger innenfor det som kreves for anleggsjord (Tabell 8-2).

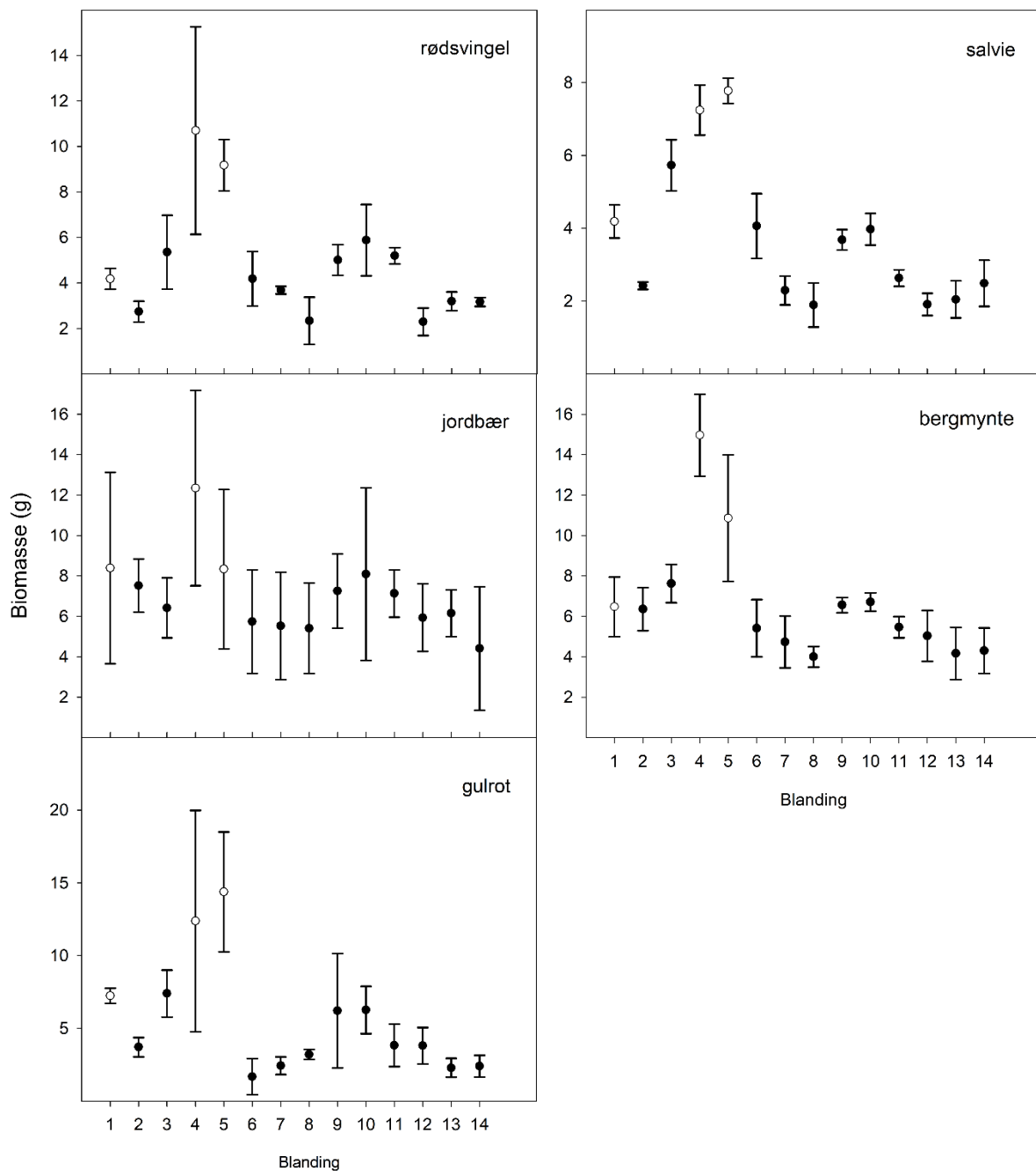
Blandingene 7, 8, 13 og 14 ga gjennomgående den laveste tilveksten. Blanding 6 ga noe mer variable resultater, avhengig av art. De fleste av disse blandningene hadde tydelige fysiske begrensning på gulrotvekst (Figur 8-3) Det var stort sett kun pallekarmjorda som ga god utvikling av gulrøttene.

Blandinger med bare tegl, steinmel og torv, med eller uten kompost, ga svært dårlig resultat (6 og 7). Selv ganske betydelige innslag av torvjord var ikke tilstrekkelig til å holde pH nede i de teglbaserte blandningene.

Tabell 8-2. Sammensetning og blandingsforhold (i volumprosent) for vekstmasser til park og spiselig landskap. pH og volumetrisk vanninnhold ved feltkapasitet ble målt i pottar av bergmynte og rødsvingel etter forsøket.

Kode	Type	ferdig jord	skogsjord	B-sjikt	tegl 0-2	0-2 steinmel D	0-2 steinmel N	biokull K	kompost	torvjord	VWC (%) ved FC	pH
L1	Moldholdig anleggsjord	1									25,6	7,69
L2	Moldholdig anleggsjord	0,9							0,1		21,9	7,75
L3	Moldholdig anleggsjord	0,9						0,1			25,8	7,77
L4	NorStone anleggsjord	1									31,9	6,28
L5	NorStone jord til pallekarm	1									30,7	6,33

Kode	Type	ferdig jord	skogsjord	B-sjikt	tegl 0-2	0-2 steinmel D	0-2 steinmel N	biokull K	kompost	torvjord	WWC (%) ved FC	pH
L6	Forsøksblanding				0,25	0,25				0,5	31,8	8,71
L7	Forsøksblanding				0,25	0,25			0,25	0,25	33,2	8,56
L8	Forsøksblanding		0,25	0,25		0,25			0,25		22,2	7,79
L9	Forsøksblanding		0,25	0,25		0,25		0,1	0,15		25,7	7,84
L10	Forsøksblanding		0,25		0,25	0,25		0,1	0,15		29,9	8,64
L11	Forsøksblanding				0,35	0,35		0,1	0,2		28,8	8,84
L12	Forsøksblanding		0,25	0,5					0,25		22,1	7,57
L13	Forsøksblanding				0,25		0,25		0,25	0,25	31,4	8,81
L14	Forsøksblanding				0,25	0,25	0,25		0,25		23,9	9,00



Figur 8-2. Oversikt over høstet biomasse (i gram, gjennomsnitt med 95% konfidensintervall) for gulrot, og overjordisk biomasse for bergmynte, salvie, jordbær og rødsvingel. Blandingene er som oppgitt i Tabell 8-2 . Referanseblandningene er vist med hvite symboler.



Figur 8-3. Utvikling av gulrøtter i en representativ blanding, sammenlignet med tilsvarende vekst i en pallekarmjord til venstre

Tabell 8-3 Kjemiske egenskaper til de anbefalte forsøksblandingene og referansejord fra Drøbakveien i forhold til krav til anleggsgjord i prosess 74.44. Analysetall er fra Eurofins, med noe avvik i pH målingene gjort for alle prøvene med samme metode.

	Enhet	Krav 74.44	Referanse	L9	L10
Max grus av jordmassen	%	20	38	23	11
Krav til leir < 0,002	% < 2 mm	2-15	11	9	7
Idealverdi leir	% < 2 mm	5-12			
Krav til leir+silt < 0,06	% < 2 mm	15-50	38	22	21
Idelaverdi leir+silt	% < 2 mm	25-40			
pH		5,5-7,5	7,4	7,3	8,1
K-AL	mg/100 g	15-50	10	28	46
Syreløselig K	mg/100 g		140	18	150
Ca-AL	mg/100 g			260	1200
P-AL	mg/100 g	10-30	3,3	5	6,5
Mg-AL	mg/100 g	6-15	16	16	38
Na-AL	mg/100 g	<15	4,9	5,5	12
Total N	mg/100g			160	130
Titrerbar alkalinitet	mekv/100g			6,4	40
Glødetap	% TS		5,9	7,1	6,3
TOC	% av TS		2,8	3,5	3,2
C/N			23	22	25

8.1.3. Konklusjon

Både blanding L9 og L10 er aktuelle. Det samme er anleggsgjorda fra Drøbakveien som vi brukte som referanse. Den er også en gjenbruksjord, som bl.a. er levert til grøntanleggene i Uraksen ved NMBU (Figur 8-4). Begge forsøksblandingene har en basis av 25 % sur skogsjord og 25 % steinmel 0-2 fra Drøbakveien, 10 % biokull og 15 % Oslokompost. Om det var blandet inn lettleire fra B-sjikt eller 0-2 tegl spilte ikke så stor rolle.



Figur 8-4. Moldholdig anleggsgjord fra Drøbakveien Jord og Gjenvinning ble levert til grøntanleggene i Uraksen ved NMBU (Foto: Trond Knapp Haraldsen).

8.2. Screening av vekstmedier til grønne tak

8.2.1. Gjennomføring

Først komponerte vi et mindre antall blandinger vi hadde tro på ville fungere basert på de aktuelle komponentene. Blandingene bestod av ulike teglfraksjoner, jord fra anlegg, steinmel, biokull, komposter, gjenbruksperlitt, anleggstorv og trefiber. Til denne grunndesignen la vi til et videre spekter blandinger både for å kunne gjøre spesifikke tester av sammensetning og teste ut hvor grensene for blandinger går.

Til sammen designet vi 38 forsøksblandinger og brukte tre referanser (Tabell 8-4). Som referanser brukte vi Sedumjord og Intensiv takjord fra Østfoldgress og Sedum takjord fra Bergknapp. Blandinger ble plassert i 3 L (20 cm høye) rosepotter og tre arter ble plantet sammen per potte med et individ hver av prestekrage, ryllik og dunkjempe og tre gjentak per behandling. Jordfuktsensorer ble installert i 8 potter, ref. Figur 8-5.. Disse artene går igjen for både den grunnlendte løsningen og tørrengløsningen i Tabell 7-1 og har vist seg fungere godt til formålet, En løsning som fungerer for disse tre artene, antas derfor være god for mange av de aktuelle artene.

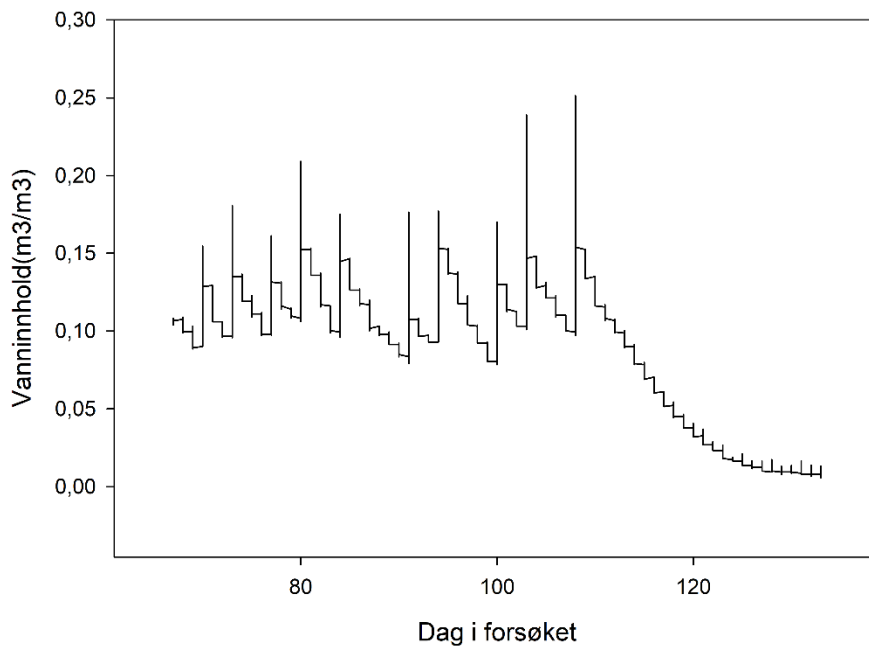
Plantene ble dyrket fra mai til august, vannet med 20 mm kranvann mandag og 30 mm fredag og gjødslet med 0.4 gram fullgjødsel 12-4-18 mikro per potte medio mai og slutten av juni. Blomsterstengler ble fjernet for å holde bladlus under kontroll. En periode uten vanning ble gitt siste uka i juli. 11. august ble pottene mettet med vann og vanning stoppet. Tid til visning av vegetasjonen ble registrert og overjordisk biomasse høstet. Vanninnhold ved feltkapasitet med en dreneringshøyde på 22 cm ble målt etter at plantene var høstet etter vannmetting og drenering, pH ble målt i hver potte (1:5 i vann), og en visuell vurdering av rotvekst ble gjort av noen potter per behandling.

Forsøket var lagt ut som en komplett randomisert design og analysert deretter med 41 jordblandinger x 3 gjentak = 123 potter totalt. Data ble analysert med enkle lineære modeller i Minitab med jordblanding som faktor samt regresjonsmodeller for å se på effekten av komponentene på de ulike egenskapene og vekstresponsene. Modellantakelsene ble vurdert med residualplott.

Tabell 8-4. Sammensetning og blandingsforhold (volumandel) for vekstmedier til takløsninger

Blanding	skogsjord	B-sjikt	tegl 0-2	tegl 2-4	tegl 4-8	kompost	biokull K	trefiber	torvjord	barkkompost	perlite	steinmel 0-8 D	steinmel 0-5
1 ØFG sedum													
2 Bergknapp													
41 ØFG intensiv													
T3			0,25			0,25		0,25			0,25		
T4			0,25			0,25				0,25	0,25		
T5			0,25		0,15	0,15	0,1	0,25			0,1		
T6			0,25		0,15	0,15	0,1			0,25	0,1		

T7			0,5			0,25	0,25						
T8			0,5			0,25			0,25				
T9				0,5		0,25	0,25						
T10				0,5		0,25			0,25				
T11			0,25	0,25		0,25	0,25						
T12			0,25	0,25		0,25		0,25					
T13			0,25	0,25		0,25			0,25				
T14			0,25	0,25		0,25				0,25			
T15			0,25	0,25		0,25					0,25		
T16			0,25	0,25	0,25	0,25							
T17			0,25	0,25	0,25		0,25						
T18			0,25	0,25	0,25			0,25					
T19			0,25	0,25	0,25				0,25				
T20			0,25	0,25	0,25					0,25			
T21			0,25	0,25	0,25						0,25		
T22				0,75			0,25						
T23				0,75					0,25				
T24				0,25		0,25			0,25		0,25		
T25				0,25		0,25		0,25				0,25	
T26				0,25		0,25			0,25			0,25	
T27				0,25		0,25				0,25		0,25	
T28				0,25		0,25					0,25	0,25	
T29	0,1			0,25		0,25		0,1	0,15			0,15	
T30	0,25			0,15		0,25		0,25			0,1		
T31	0,1			0,25		0,25			0,15	0,1		0,15	
T32	0,25			0,15		0,25				0,25	0,1		
T33				0,25		0,25			0,25				0,25
T34				0,25		0,15	0,1		0,25				0,25
T35		0,25		0,25	0,15		0,25	0,1					
T36				0,5		0,15	0,1	0,25					
T37				0,5		0,15	0,1			0,25			
T38	0,1			0,5		0,25	0,15						
T39	0,25			0,5		0,25							
T40						0,33			0,33		0,20	0,13	



Figur 8-5. Eksempel på jordfuktighet målt i en av pottene gjennom forsøket med takblandinger

8.2.2. Resultater

8.2.2.1 pH i vekstmassene

Vi testet ut ulike kombinasjoner av komponenter for å holde pH lavest mulig i blandingene. Før forsøket lå pH i blandingene mellom 7,49 og 9,06 (1:5 i vann, siktet < 2 mm). Etter forsøket lå målingene mellom 7,79 og 9,17 (Tabell 8-8). Det er altså som ventet til dels svært høye pH verdier i blandingene. Forskjellene mellom blandingene var hovedsakelig styrt av innholdet av tegl 0-2, torvjord og barkkompost. Referansene lå med en pH på rundt 8.4 for de teglbaserte og rundt 8 for den lavabaserte noe lavere enn de fleste forsøksblandingene både før og etter forsøket. Vi analyserte også et fåtall blandinger ved start hos Eurofins og ser at våre pH målinger ligger rund 0.4 enheter høyere enn målingene hos Eurofins med samme metode. Flere av blandingene forventes derfor å ligge på et mer akseptabelt pH nivå.

Det var noen endringer i pH gjennom forsøket, fra en nedgang på 0,9 til en økning på 0.8 pH enheter for ulike blandinger. Det var en tendens til noe synkende pH gjennom forsøket, for behandlingene med høyere start pH som igjen hang sammen med en større andeler tegl 0-2.

8.2.2.2 Laster

Bygg har ofte begrenset lastekapasitet. Det ble derfor i dette prosjektet stilt krav til å redegjøre for vannmettet vekt på jordblandingene.

Tyngde ved feltkapasitet (der de store porene er drenert med en dreneringshøyde på 22 cm) ble undersøkt for alle pottene (Tabell 8-8), mens vekt på vannmettet jord og maksimal vannkapasitet ble bare undersøkt for utvalgte blandinger (Tabell 8-9).

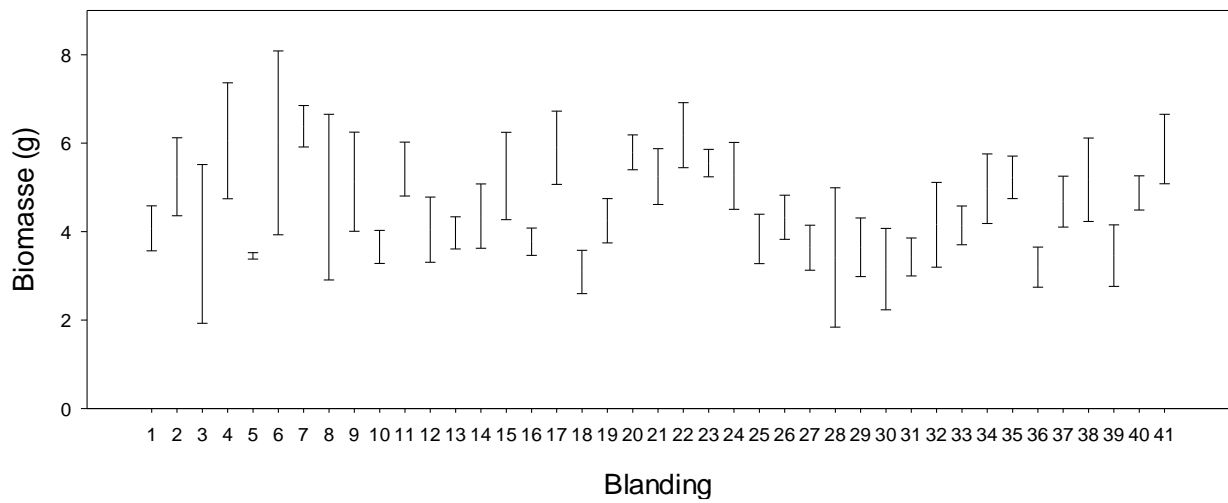
8.2.2.3 Vekstresponser

Samlet biomasse per potte viste betydelige forskjeller i tilvekst mellom behandlingene, ref. Figur 8-6. Denne varierte fra 3.1 til 6.4 g totalbiomasse per potte som gjennomsnitt for laveste og høyeste tilvekst. Hvor mye vann hver potte holdt ved feltkapasitet forklarte en del av forskjellene i total biomasse, men det var betydelig variasjon. Andel kompost, biokull og trefiber bidro også til å forklare forskjellene i tilvekst, mens pH og innslagene av de mineralske fraksjonene som anleggsjord, tegl og steinmel ikke hadde direkte effekter på total biomasse per potte. Effekten av kompost og trefiber på tilvekst var negativ, mens mengde vann per potte og biokull hadde positive effekter på tilvekst.

Det var ikke store forskjeller i andelen av total biomasse for de tre artene prestekrage, dunkjempe og ryllik mellom blandningene.

Rotvekst ble evaluert visuelt for et utvalg av pottene på en skala fra 1 til 4, der både rotvekst i ytterkant og inne i rotklump ble undersøkt. Det var mest omfattende rotvekst i blandinger med noe begrenset teglandel og godt med organisk materiale, men også tilfredsstillende rotvekst i mange av de teglbaserte blandinger Figur 8-8). I disse var det riktignok mindre røtter rundt pottekanten og noe mer inne i massene (Figur 8-9). Av de blandningene som ble evaluert, hadde blanding T4, T25, T31, T35 og T41 god rotutvikling, fulgt av T6, T23, T33 og T37. Blandingene T7, T8, T14, T15, T17, T18, T20, T21 og T32 hadde noe mer begrenset rotutvikling. Rotutviklingen var overveiende korrelert med biomasse over bakken, men med noen unntak der blandningene T7, T17, T20, T21 hadde mindre investering i røtter, og blandningene T25 og T31 noe mer investering i røtter enn resten. Vasking av røtter for å bestemme biomasse ble ikke gjennomført da dette er en svært omfattende prosess med slike porøse komponenter.

Det var akseptabel bladfarging og få symptomer på næringsmangel, bortsett fra symptomer på Mn mangel hos prestekrage i noen av behandlingene (Figur 8-10, Figur 8-11). Det var ingen entydig faktor som påvirket mangelsymptomene. Andelen tegl 4-8 (negativ effekt) og andelen torv (positiv effekt) forklarte noe, men samtidig svært lite av variasjonen.



Figur 8-6. Oversikt over total biomasse (gjennomsnitt med 95 % CI) per potte for de ulike behandlingene etter høsting ved avslutning av tørkeperioden.



Figur 8-7. Eksempel på biomasse i pottene, med samme potte ved oppstart til venstre og litt ut i tørkeperioden på slutten av forsøket til høyre. I bakgrunnen til høyre, en potte som har tydelige visnesymptomer i tørkefasen.



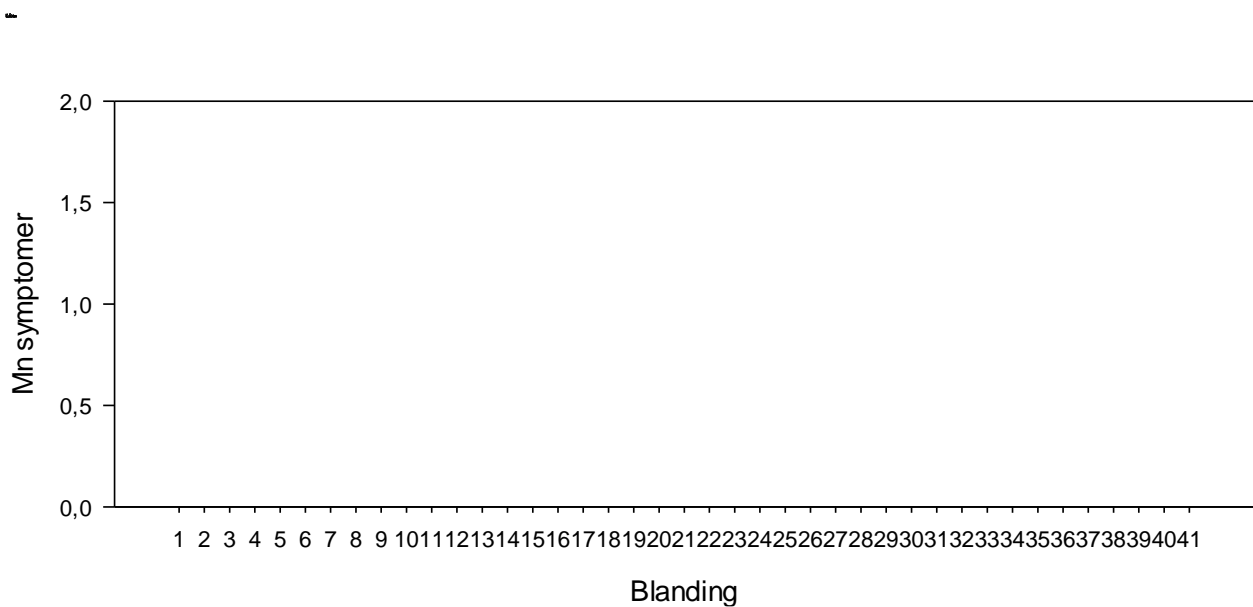
Figur 8-8. Eksempler på rotvekst for takjordblandingene. Fra venstre: Østfoldgress sin intensive takjord, blanding 4, blanding 15, blanding 38, blanding 25 og blanding 16.



Figur 8-9. Vertikalt snitt gjennom nederste halvdel av jordklump for et utvalg av pottene i Figur T2. Fra venstre: Østfoldgresss sin intensive takjord, blanding 16, blanding 4, blanding 15.

8.2.2.4 Tørkeresponser

Etter siste vaning tidlig i august, tok det i gjennomsnitt for blandingene fra 13 til 32 dager til plantene visnet. Ryllik viste visnesymptomer først og deretter prestekrage. Dunkjempe viste ikke synlige symptomer før de andre artene var visnet ned. Økende andel av fin tegl 0-2, trefiber og steinmel 0-8 D hadde positive effekter på tiden til visning (positive koeffisienter i regresjonsmodellen). Tilsvarende hadde mengde vann i potte ved feltkapasitet en positiv effekt, mens biomassen per potte hadde som ventet en negativ effekt på tid til tørking.



Figur 8-10. Oversikt over symptomer for mangel på Mn hos prestekrage, scoret som 0, 1, eller 2 per potte.



Figur 8-11. Omfattende symptomer på Mn mangel i prestekrage, men ikke hos dunkjempe og ryllik. Bildet er tatt litt ut i tørkeperioden.

8.2.2.5 Direkte sammenligninger av organiske komponenter og lettvektskomponenter

Vi hadde lagt inn noen serier for direkte testing av organiske og andre lettvektskomponenter for to grunnblandinger. En blanding med 25 % tegl 0-2, 25 % tegl 2-4 og 25 % kompost og resten hhv. biokull, trefiber, torvjord, barkkompost og perlitt (dvs blandinger 11 til 15) og en blanding med 25 % tegl 0-2, 25 % tegl 2-4 og 25 % tegl 4-8 og resten hhv. kompost, biokull, trefiber, torvjord, barkkompost og perlitt (dvs. blandinger 16 til 21). Altså en teglserie med kompost og en teglserie uten kompost som ble testet med

de andre komponentene. Forskjellene i tilvekst og antall dager til visning i tørkeperioden mellom behandlingen var kun moderate og bekreftet kun funnene fra over med positiv effekt av biokull, torv og økende andel organisk materiale.

8.2.3. Ekstra testing av arter

For å undersøke hvor representative de artene vi inkluderte i forsøket var, testet vi et bredere spekter arter for å se om responsen på jordblandingene var forskjellig. Arter som ble testet var rundskolm, dunkjempe, gressløk, gulaks, hårsveve, knollmjørdurt, prestekrage, ryllik, sauesvingel og sølvmure, altså en blanding av arter som vokser i mange typer tørre systemer og arter som er mer spesialisert på baserik jord.

Plantene ble dyrket i 0.5 L potter med 15 av blandingene og gjødslet med 0.2 gram fullgjødsel 12-4-18 mikro per potte etter 3 uker. Overjordiske deler ble høstet etter 14 uker, tørket og veid.

Analysene viste at det var forskjeller i hvordan veksten til artene ble påvirket av jordblandingene (signifikant samspill, $p < 0.001$). Rundskolm hadde god vekst i alle blandingene og var minst påvirket av sammensetningen (Tabell 8-5). Dunkjempe varierte mest mellom behandlingene. Sølvmure, hårsveve og prestekrage hadde også moderat variasjon, mens de resterende artene hadde en variasjon oppunder dunkjempe. Veksten hos både dunkjempe og gulaks var positivt korrelert med veksten hos flere av de andre artene (Tabell). Bruk av dunkjempe, prestekrage og ryllik i forsøkene forventes derfor gi et representativt resultat for et bredere spekter arter.

Tabell 8-5. Gjennomsnittlig overjordisk biomasse (g) og variasjonskoeffisienten for biomasse over alle jordblandingene undersøkt for enkeltartene

Art	Gjennomsnitt	CV
rundskolm	7,92	12,9
dunkjempe	0,66	62,8
gressløk	0,52	54,9
gulaks	0,82	45,5
hårsveve	1,81	27,5
knollmjørdurt	0,48	33,7
prestekrage	2,19	25,4
ryllik	1,13	29,6
sauesvingel	0,79	54,4
sølvure	0,84	23,5

Tabell 8-6. Oversikt over korrelasjon mellom vekst hos artene som ble testet i 15 blandinger til grønne tak. (Pearsons korrelasjonskoeffisient). Signifikante korrelasjoner er vist med uthevet skrift.

	rundskolim	dunkjempe	gressløk	gulaks	hårsveve	knollmjødurt	prestkrage	ryllik	sauesvingel
dunkjempe	0,106								
gressløk	0,175	0,944							
gulaks	-0,089	0,516	0,365						
hårsveve	-0,163	0,158	0,165	0,272					
knollmjødurt	-0,23	0,389	0,278	0,83	0,101				
prestkrage	-0,251	0,241	0,194	0,064	0,223	0,186			
ryllik	-0,407	0,306	0,166	0,678	0,112	0,779	0,305		
sauesvingel	-0,258	0,639	0,502	0,81	0,238	0,855	0,427	0,843	
sølvmore	0,116	0,537	0,442	0,785	-0,023	0,731	0,002	0,638	0,713

8.3. Samlet vurdering av takblandinger i screening

For å rangere blandningene brukte vi et beslutningstre (Tabell 8-7) som først fjernet blandinger med sterke symptomer på manganmangel, deretter blandinger med betydelig synking av overflaten gjennom forsøket, vekst mindre enn 4 gram og tid til visning mindre enn 14 dager. Deretter ble blandinger med moderate symptomer på manganmangel og vekst under 4 g fjernet. Alle disse tre kategoriene ble vurdert som uegnet. Gjenværende blandinger ble sortert på om varighet på tid til visning var over eller under 20 dager.

Etter en samlet vurdering av mangelsymptomer, pH, vannlagringsevne, synking av overflaten, effekter på vekst og tørkeeffekter (Tabell 8-8) er det blandinger T7, T8 og T13 som skiller seg ut. Blanding T24 hadde også gode egenskaper, men da vi er usikre på langtidseffekten av perlitt utendørs, anbefaler vi ikke denne.

Blanding T7 og T8 består av 50 % fin tegl (0-2), 25 % Oslokompost og hhv 25 % biokull eller anleggstorv. Blanding T13 har 25 % fin tegl, 25 % tegl 2-4, 25 % Oslokompost og 25 % anleggstorv. Blanding T7 er dermed den beste blandingen uten torv. Disse blandningene ligger i egenskaper ikke langt fra Østfoldgress sin blanding for intensive tak, men gir gjennomgående bedre overlevelse under tørke.

En oversikt over egenskapene til disse blandningene er gitt i Tabell 8-9. Vi ser her en del avvik fra kravene i den tyske standarden (FFL 2018). Vi har en mistanke om at både

volumvekt ved maksimal vannkapasitet og dermed maksimal vannkapasitet er noe underestimert. Dette baserer vi på sammenligning med eksisterende data for de kommersielle blandningene som vi også testet. Det er allikevel noe å gå på når det gjelder lastene, så de anbefalte blandningene bør oppfylle lastkravene. For å redusere usikkerhet, bør en lettvektskomponent brukes til å tynne ut blandningene noe. Blanding T9 uten fin tegl er et alternativ der en balanserer på grensen for lastkravene.

For de nest beste blandningene, ser vi at litt ulike designstrategier kan gi ganske like resultater, blant annet med ulike mengder og fraksjoner tegl, med og uten skogsjord og steinmel. Dette gjaldt blandningene:

T9 - 50 % tegl 2-4, 25 % Oslokompost, 25 % biokull

T11 - 25 % tegl 0-2, 25 % tegl 2-4, 25 % Oslokompost, 25 % biokull

T14 - 25 % tegl 0-2, 25 % tegl 2-4, 25 % Oslokompost, 25 % barkkompost

T17 - 25 % tegl 0-2, 25 % tegl 2-4, 25 % tegl 4-8, 25 % biokull

T21 - som 17, men med gjenbruksperlitt istedenfor biokull

T32 - 25 % skogsjord, 15 % tegl 2-4, 25 % Oslokompost, 25 % barkkompost, 10 % gjenbruksperlitt

T33 - 25 % tegl 2-4, 25 % Oslokompost, 25 % anleggstorv, 25 % steinmel 0-5

T37 - 50 % tegl 2-4, 15 % Oslokompost, 10 % biokull, 25 % barkkompost.

Tegl 0-2 inneholder opp mot 17 vektprosent silt og leire, og i blandinger som T7 og T8 der denne fraksjonen utgjør 50 % av totalvolumet kan det bli noe i overkant. FFL setter et maksimum på 10 masseprosent for ensjiktløsninger for å opprettholde en god vannledningsevne. Blanding T13 inneholder kun 25 % tegl 0-2 og vi så også nærmere på blanding T9 som ikke har tegl 0-2 i blandingen. Vi ser klart at tegl 0-2 er en viktig komponent for å få opp vekst og overlevelsen i tørkeperioder, men det går også klart ut over vannledningsevnen. Kravene om 60-400 mm gjennomtrenging per minutt som i FFL er godt i overkant av hva som behøves med de nedbørsmønstrene vi ser for oss, Så en balansegang her vil være å anbefale blanding T13 og eventuelt blanding T9. Blanding T9 er på samme nivå som referansene. For å unngå mangelsymptomer for mangan ved bruk av blanding T9, bør tegl på forhånd behandles for å få i gang karbonatiseringen raskere. Våre blandinger inneholder mye organisk materiale og med bruk av tegl ser det ikke ut til å være noen vei utenom dette.

Blanding T13 hadde et næringsinnhold på plantetilgjengelig P-AL 10, K-AL 92, Ca-AL 2200, Mg-AL 73 og Total N på 280. Alle enheter som mg per 100 g lufttørket jord.

Syreløselig K var på 140 mg per 100 g lufttørket jord. Glødetap var på 8,4 % og totalt organisk karbon på 2,8 % av tørrstoff med et C/N forhold på 10. Andelen grus var på 30 masseprosent av totalen og tilsvarende 6 % for leire. For de anbefalte blandingene kan en gjerne legge inn litt (5 volumprosent) mer næringsrik kompost blandet inn i hage-park komposten for å få en raskere etablering eller blande inn litt organisk gjødsel. For oppbygninger på 35 cm og over bør en redusere innholdet av organisk materiale i de nederste delene (FFL 2018).

Fra denne rangeringen ser vi at det behøves forholdsvis mye organisk materiale for å få teglblandinger til å fungere. Blandinger med trefiber hadde noen positive egenskaper, men sank for mye sammen, selv i dette forholdsvis korte forsøket. Blandinger med steinmel var stort sett uegnet kombinert med de fraksjonene vi brukte i dette forsøket. Det er uklart om den positive virkningen av biokullet først og fremst skyldes at dette materialet er ladet med næringsstoffer, og at effekten vil avta over tid når næringsstoffene er brukt opp av plantene. Selv om vi ikke anbefaler innblanding av gjenbruksperlitt i løsninger som har lang levetid, vil den fint kunne inngå i løsninger til plantekasser og lignende.

Tabell 8-7. Oversikt over kriterier fra beslutningstre og fargekoder brukt til å rangere behandlingene i Tabell 8-8

Fargekode	Mn symptomer	Synking	Vekst	Tid til visning
	=1		<4	<20
		>= 20	<4	<14
	>1			

Tabell 8-8. Samlet vurdering av de viktigste egenskapene for blandingene til tak. Basert på fargekoding fra beslutningstreet i Tabell . De tre øverste er referanse blandinger fra Østfoldgress (standard sedumblanding og blanding for intensive tak) og Bergknapp sin blanding for sedumtak.

Blanding	Vekst	Visning	pH etter	Vannlagring	Mangel symptomer	Vekt ved feltkapasitet	Synking mm
1 ØFG sedum	4,1	15,0	8,4	519,2	1,3	1225	17
2 Bergknapp	5,2	14,7	7,9	657,2	0,7	994	16
41 ØFG intensiv	5,9	17,7	8,4	706,7	0,0	1109	17
T3	3,7	22,0	8,9	694,0	0,7	826	23
T4	6,1	17,7	8,4	789,5	1,0	867	14
T5	3,4	32,0	8,9	667,1	1,3	1026	26
T6	6,0	17,0	8,5	870,4	1,3	1098	13
T7	6,4	21,7	9,0	859,9	0,3	1079	17
T8	4,8	29,0	8,9	816,2	0,5	1133	19

Blanding	Vekst	Visning	pH etter	Vannlagring	Mangel symptomer	Vekt ved feltkapasitet	Synking mm
T9	5,1	14,7	8,7	678,1	0,7	1075	17
T10	3,7	20,3	8,3	547,0	0,3	1089	19
T11	5,4	18,7	8,8	754,5	0,7	1102	15
T12	4,0	32,0	8,9	658,3	0,7	1138	20
T13	4,0	27,0	8,6	737,7	0,3	1164	19
T14	4,4	16,0	8,4	758,0	0,0	1112	15
T15	5,3	17,3	8,9	664,5	1,0	1044	16
T16	3,8	21,7	8,9	666,1	1,7	1398	11
T17	5,9	18,0	9,0	690,3	0,7	1362	10
T18	3,1	15,0	9,0	587,0	0,0	1382	19
T19	4,2	17,7	8,8	669,4	1,0	1437	15
T20	5,8	19,3	8,6	880,4	1,0	1513	3
T21	5,2	18,7	9,0	661,6	0,3	1370	8
T22	6,2	16,7	9,1	613,5	1,0	1199	11
T23	5,5	14,0	8,5	536,2	0,7	1281	14
T24	5,3	17,3	8,2	622,1	0,0	869	19
T25	3,8	20,0	8,6	487,3	0,7	1108	23
T26	4,3	17,0	8,7	559,0	0,0	1177	20
T27	3,6	22,0	8,2	671,0	0,0	1314	11
T28	3,4	19,0	8,6	518,4	1,0	1170	16
T29	3,6	21,3	8,6	524,0	0,7	1130	24
T30	3,2	20,3	8,2	559,5	0,3	908	26
T31	3,4	18,3	8,3	587,9	0,3	1140	21
T32	4,2	17,3	8,1	720,1	0,7	1036	15
T33	4,1	16,7	8,6	557,7	0,3	1230	19
T34	5,0	13,3	8,6	580,4	0,3	1192	20
T35	5,2	14,7	8,4	604,4	0,3	1231	9
T36	3,2	18,7	8,7	518,0	0,7	1051	20
T37	4,7	17,3	8,3	677,5	0,0	1103	13
T38	5,2	12,7	8,5	613,8	0,0	1163	15
T39	3,5	13,7	8,4	515,8	0,7	1224	16
T40	4,9	19,3	7,5	624,0	0,3	811	25

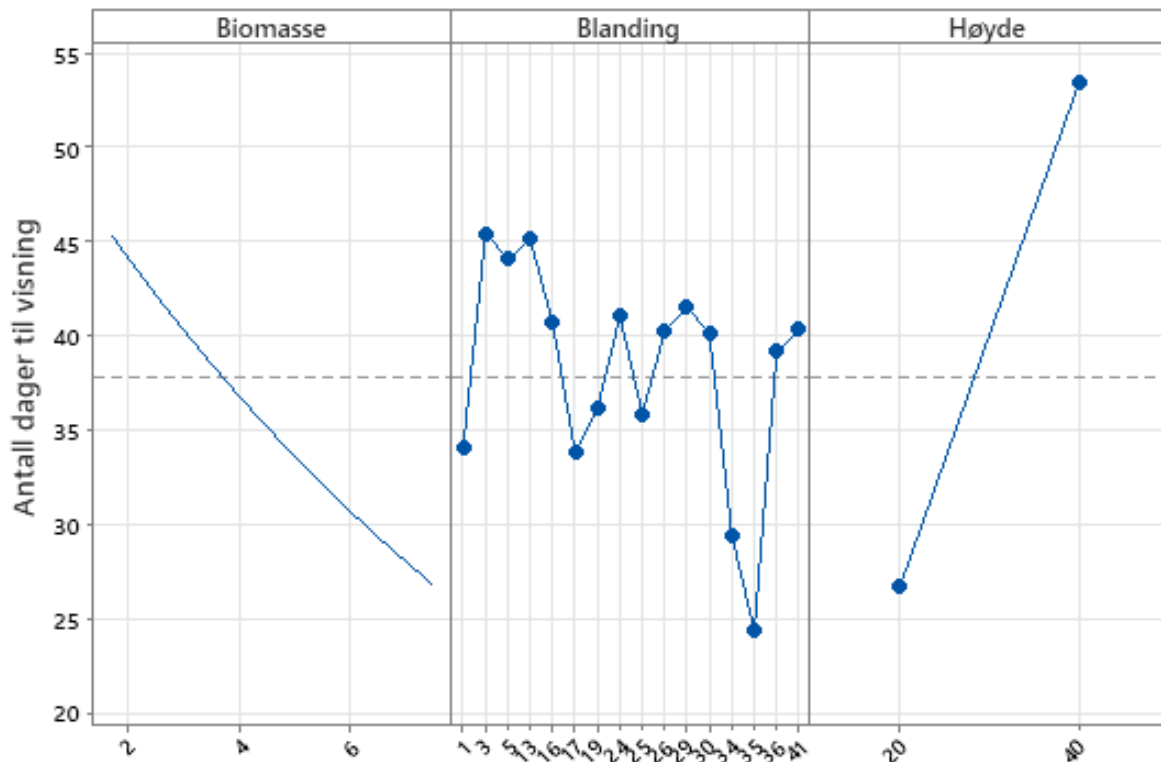
Tabell 8-9. Oversikt over egenskaper for de utvalgte takblandningene til intensive ensjiktløsninger. Kravene fra FFL er også vist. Volumvekter er oppgitt med litt ulike metoder. Tørr- og ved maksimum vannkapasitet etter FFL metoder. Verdiene for maksimum vannkapasitet er etter 2 timer drenering av en vannmettet blanding. Har i tillegg estimert volumvekt med alle porer fulle med vann og ved feltkapasitet. Feltkapasitet viser hvor mye vann som er tilgjengelig for plantene. Måles etter 24 timer drenering, her med en dreneringshøyde på 22 cm.

Blanding	FFL	T7	T8	T13	T24	T9
pH	6 - 8,5	9,0	8,9	8,6	8,2	8,7
Volumvekt tørr kg/m ³		741	806	918	607	819
Volumvekt ved maksimum vannkapasitet kg/m ³		1317	1391	1377	1455	1233
Volumvekt ved fulle porer kg/m ³		1350		1460		1300
Volumvekt ved feltkapasitet kg/m ³		1079	1133	1164	869	1075
Vekt ved maksimum vannkapasitet, kg per 10 cm og m ²		132	139	138	146	123
Maksimum vannkapasitet (volum %)	30 -65	58	58	46	84	41
Vannledningsevne (mm/min) ved 10 cm høyde	60 - 400	8	23	43	54	54

8.4. Effekten av ulik dreneringshøyde

Hvordan en jordblanding vil fungere for plantevekst og overlevelse under tørke avhenger av dreneringshøyden som styrer i hvor stor grad porene dreneres etter nedbør. Vi undersøkte hvordan dette fungerer for ulike aktuelle blandinger for grønne tak. Et utvalg av blandningene fra screeningen ble fylt i rør med høyder på 20 eller 40 cm og 7 cm indre diameter, plantet med samme vegetasjon og vannet tilsvarende.

Effekten av høyde på antall dager til visning var uavhengig av sammensetning av jordblandingen ($p = 0,156$). Høyde hadde en sterk positiv effekt på overlevelse, mens total biomasse per potte hadde en tydelig negativ effekt (Figur 8-12).



Figur 8-12. Hovedeffekter av tykkelse på vekstmassene (20 eller 40 cm), blandingene og total biomasse per potte på antall dager det tok før plantene visnet ned etter at vanning ble stoppet.

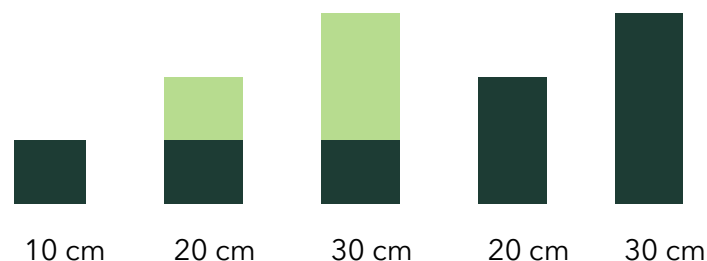
8.5. Effekten av fortytning av vekstmedier med lettvekstmaterialer

Det kan være aktuelt å øke innslaget av lettvekstmaterialer for å kunne etablere tykkere vekstmedier innen de samme lastkravene. Hvor godt ulike lettvekstmaterialer kan være egnet til dette, ble undersøkt i et forsøk, der en gitt mengde jordblanding ble tynnet ut med lettvekstmaterialer for å oppnå mer tykkelse på jordlaget. Dette ble gjennomført for tre ulike basisblandinger basert på lavamasser (Tabell 8-10) og oppmålt mengde lettvekstmaterialer ble blandet inn per forsøksenhet.

Tabell 8-10. Sammensetning og blandingsforhold for basisblandinger som ble ytterligere fortytning med lettvekstkomponenter.

	Lava original	Lava grov	Lava fin	Oslo-kompost	Reve-kompost	Kompostert bark	Anleggs torv
Standard	0,35	0,35		0,25	0,05		
Fin blanding	0,5		0,2	0,25	0,05		
Mer organisk	0,2	0,2		0,3	0,05	0,2	0,05

For disse tre basisblandingene ble volumet doblet eller tredoblet med gjenbruks Leca og plassert i rør kuttet til aktuell høyde (10, 20 eller 30 cm, 7 cm indre radius) (Figur 8-13). For standardblandingen ble det også testet ut fortytning med grovt kull (lett knust grillkull uten tilsetninger), tegl 4-8 mm, Glasopor og hage-park kompost for de samme fortytningene. Referanser med ufortynnet basisblanding ble brukt for alle høydene. Ulik oppbygging under rørene ble brukt for å få overflaten på alle enhetene på samme nivå. Rørene ble plantet med dunkjempe, prestekrage og ryllik.



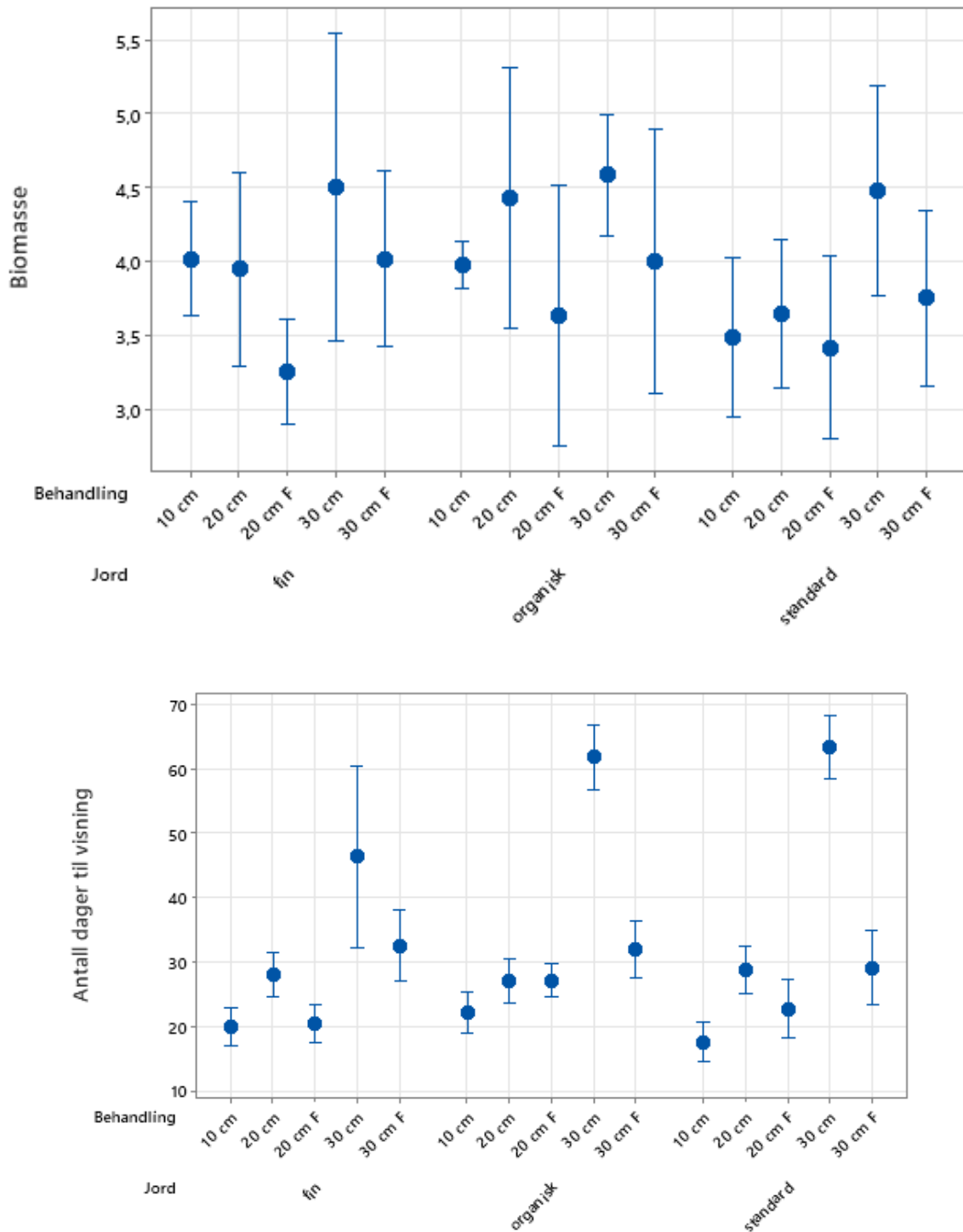
Figur 8-13. Prinsippene for fortytning av jord med lettvektsmaterialer. 10 cm av basisblandingen ble fortynnet med lettvektsmaterialer til 20 eller 30 cm høyde, og sammenlignet med tilsvarende høyder uten fortytning. Massene i alle forsøksenhetene ble blandet individuelt ved oppstart

Alle behandlingene ga akseptabel til god vekst, men varierte mye i hvor lenge plantene overlevde tørke. 30 cm uten fortytning ga som forventet høyest biomasse og overlevelse under tørke, men ikke signifikant forskjellig fra 20 cm, se Figur 8-13. Fortytningene på 20 og 30 cm høyde var på nivå med 10 cm ufortynnet. Tid til visning i tørkeperioden var ikke påvirket av biomassen i rørene ($p > 0.5$). Det var også en tendens til at 20 cm fortynnet hadde dårligere resultater enn 10 cm ufortynnet og 30 cm fortynnet. Det indikerer at en for kraftig fortytning kan ha negative konsekvenser, hvis ikke økningen i høyde kan kompensere noe for de negative effektene. Dette bør undersøkes i mer detalj.

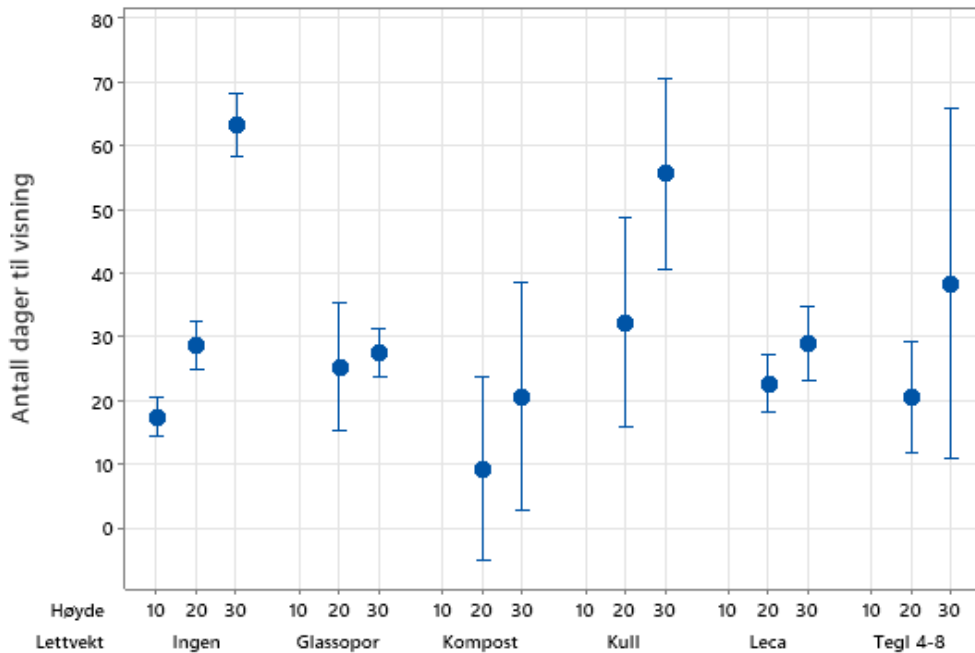
I sammenligningen av ulike typer materialer til fortytning ga gjenbruks Leca og Glasopor omtrent samme resultater, mens kompost ga bedre vekst og kortere overlevelse (Figur 8-14). Kull ga ingen utslag på vekst, men vesentlig lengre overlevelse i fortytningen til 30 cm høyde. Det ble brukt grove Glasoporklosser, noe som også ga variasjon i etablering og vekst for de ulike artene. Særlig dunkjempe hadde noe utgang. Mindre Glasoporklosser vil nok gi et jevnere resultat. 30 cm fortytninger av gjenbruks Leca og Glasopor ga omtrent samme resultat som 20 cm ufortynnet. For kull var det nærmere et 1:1 forhold der 20 cm

fortynnet ga omtrent samme resultater som 20 cm ufortynnet og 30 cm fortynnet ga resultater oppunder 30 cm ufortynnet.

Disse resultatene viser at en kan bruke litt ulike lettvektskomponenter til å tynne ut vekstmediene og øke høyden uten å øke vekten i stor grad. Dette ser riktignok ut til å fungere bedre jo mer høyde vekstmassene har og bør neppe brukes på tynne oppbygninger. Ved bruk av lettvektsmaterialer til fortynning, er det en fordel å bruke et lag med minst 5 cm vekstmedier på toppen uten disse materialene. Det er en forutsetning at lettvektsmaterialene ikke inneholder forurensing i strid med Gjødselforeforskriften.



Figur 8-14. Biomasse (øverst) og antall dager til visning (nederst) for planter dyrket i vekstmedier enten med eller uten fortynning til 2 eller 3 ganger utgangsvolumet med gjenbruks Leca for tre jordblandinger basert på lavamasser. Behandling er høyden på vekstmediene der F viser at mediene er fortynnet. Figuren viser intervallplott med gjennomsnitt og 95 % konfidensintervall.



Figur 8-15. Antall dager til visning for planter dyrket i vekstmedier enten med eller uten fortynning til 2 eller 3 ganger utgangsvolumet (og dermed høyden) med ulike materialer. Figuren viser intervallplott med gjennomsnitt og 95 % konfidensintervall. Intervallene til venstre i figuren (Ingen) er referansene med ufortynnet vekstmedium ved de samme høydene

8.6. Effekten av innblanding av biokull

Det er uklart i hvor stor grad type og mengde biokull påvirker egenskapene til vekstmedier til grønne tak, hvordan det påvirker plantevekst og om innblanding av biokull påvirker hvor lenge plantene overlever en tørkeperiode. Vi undersøkte hvordan effekten av type og mengde biokull på plantevekst for fire ulike jordblandinger for grønne tak. Det ble testet henholdsvis en fin, en middels og en grov jordblanding basert på knust tegl og en basert på lava med noe bredere sammensetning av kornstørrelser (Tabell 8-11). Teglblandingene ble designet med ulike forhold av 0-2, 2-4 og 4-8 mm fraksjoner. Tegl og lavafraksjonene ble blandet med Oslokompost, Revekompost, gjenbruks Leca og siktet anleggstorv.

Tabell 8-11. Oversikt over basisblandingene brukt til å teste ut effekten av biokull på plantevekst. Blandingsforholdene er gitt som volumprosent før blanding. Disse basisblandingene ble deretter blandet med biokull i ulike forhold.

Blanding	Tegl 4-8	Tegl 2-4	Tegl 0-2	Lava 0-8	Oslokompost	Revekompost	Leca	Torv
Tegl grov	30	30	0	0	20	5	5	10
Tegl Med	0	60	0	0	20	5	5	10
Tegl fin	0	30	30	0	20	5	5	10
Lava	0	0	0	60	20	5	5	10

Av biokull ble det testet Oplandske Bioenergi sitt standard biokull (0-8 mm), en kvernet batch av Oplandske standard (0-3 mm) og en noe grovere testbatch av bjørk fra Oplandske. Biokullet ble tilført som 0, 8 eller 16 % av totalvolumet før blanding med basisblandingene i tabell C. Det ble også etablert tilsvarende blandinger med 8 % biokull fra Sandnes kommune og NovoCarbo i Tyskland. Alt biokullet var mettet med en fortynt næringsløsning (0,3 L Substral 7-1-4 NPK med mikronæringsstoffer til 50 L vann i 3 døgn, og drenert før blanding av vekstmedier. Vi har bare analysedata for OBIO standard og NovoCarbo. Disse skiller seg noe blant annet på pH (9.7 vs. 8.1 i CaCl₂) og spesifikk overflate (413 vs. 228 m²/g) og ledetall (585 vs. 97 μS/cm). Vi antar OBIO kvernet har en del av de samme egenskapene som OBIO standard.

Vekstmediene ble blandet i 40 liters batcher i en enkel jordblender. Disse batchene ble deretter grovblandet før bruk. 2 liters rosepotter ble fylt med vekstmassene uten mer komprimering enn en lett drop på 5 cm. Pottene ble plantet med en pluggplante av prestekrage og vannet opp i uke 20. Fra uke 27 ble det vannet 20 mm mandag og 30 mm fredag, fram til uke 32, da pottene ble mettet og eksponert for to tørkeperioder av en ukes varighet hver. Pottene ble mettet med vann mellom hver tørkeperiode. Etter disse to tørkeperiodene, ble pottene mettet og vanning stanset. Forsøket ble avsluttet uke 37, etter at alle pottene hadde visnet ned. I tørkeperiodene, ble stresssymptomer gradert på en skale fra 1 til 4 med et par dagers mellomrom (1 = ingen respons, 2 = hengende blad, 3 = kollaps av rosett, 4 = krølling av blad). Da plantene nådde nivå 4, ble de overjordiske delene av plantene høstet, tørket og veid.

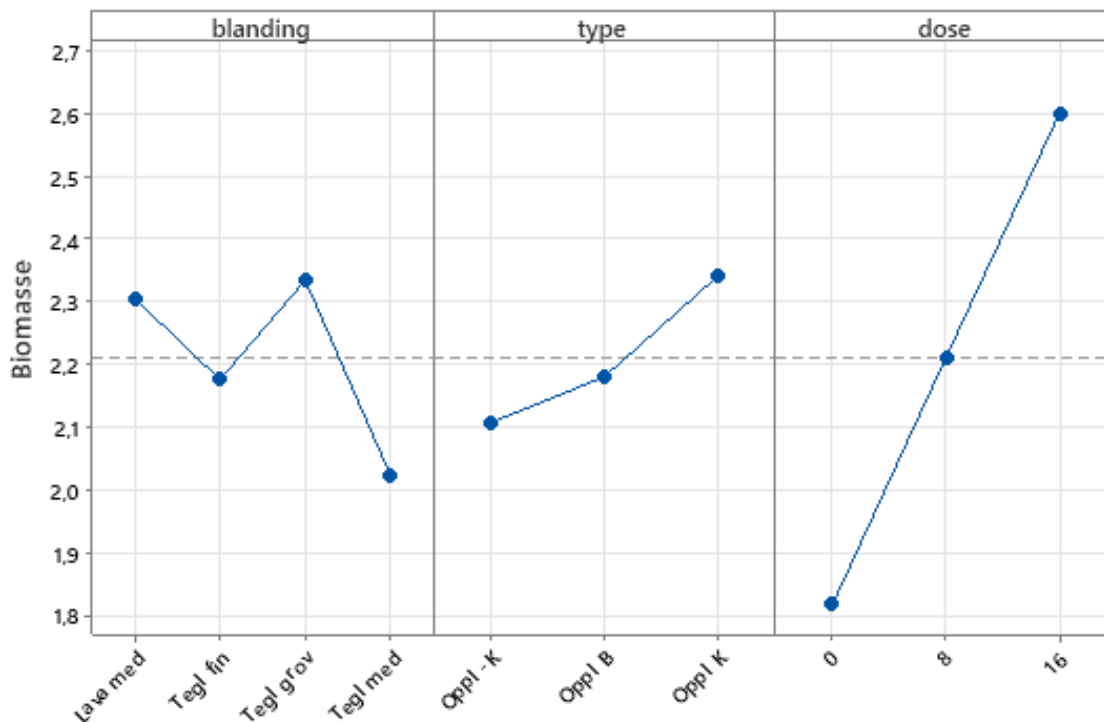
Pottene fikk 0,4 g/potte kg N/da som fullgjødning 12-4-18 mikro i uke 26. Forskjeller i tilført næring med ulik dosering av biokull, ble ikke kompensert. Blomsterstengler ble kuttet for å redusere angrep av bladlus. Fuktighetssensorer ble installert i 5 av pottene og målte volumetrisk vanninnhold hver halvtime. Etter siste høsting ble pottene mettet med vann og feltkapasitet målt etter drenering.

Forsøket ble lagt ut som en komplett randomisert design og analysert deretter med 4 typer basisblanding x (3 typer biokull + kontroll) x 3 nivå dosering x 3 gjentak. I tillegg 4 typer basisblanding x (2 typer biokull) x 2 nivå dosering x 3 gjentak. Totalt 108 pottes. Effekten av samspillet mellom jordblanding, type og mengde biokull på biomasse ved høsting ble analysert med en lineær modell i Minitab. Effekten på tid til visning, ble korrigert for forskjeller i størrelse på plantene, ved å bruke biomasse som en kovariabel. Modellforutsetninger ble vurdert med ulike residualplott.

Effekter på vekst

Vi fant signifikante samspill mellom basisblandingen av jord og både type og dose biokull, men med unntak av en større effekt av økende dosering av det kverne biokullet fra Oplandske, var disse samspillene svake. Dette skyldtes hovedsakelig noe lavere vekst i blandingen med medium tegl uten biokull. Ellers var det kun mindre forskjeller mellom jordblandingen og biokulltypene. Tilveksten økte derimot tydelig med dosering av biokull (Figur 8-16). Biokullet fra Sandnes og det kverne biokullet fra Oplandske hadde mer positiv effekt på tilvekst enn de andre typene.

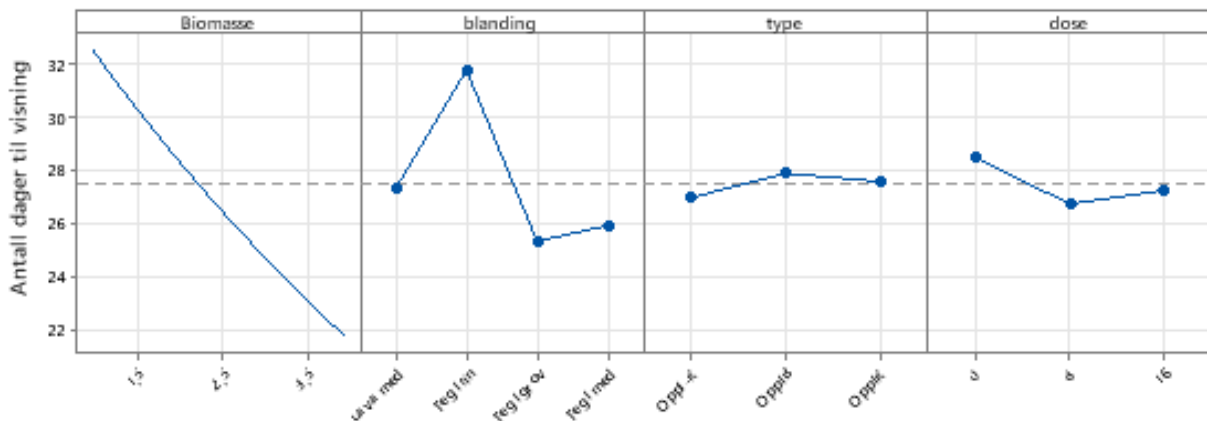
Det utviklet seg symptomer på Mn mangel i et antall av pottene. Det var ingen tydelige mønster i forhold til behandlingene, men symptomene var større i blandinger med fin tegl, og avtok noe med økende dosering av biokull for de fleste kombinasjoner av type biokull og basisblanding.



Figur 8-16. Hovedeffekter av jordblanding, type biokull og dosering av biokull på plantevekst for blandinger testet mellom 0 og 16 volumprosent biokull.

Effekter på tørkeoverlevelse

Regresjonsmodellene viste at tiden til visning sank med økende mengde biokull, men at denne effekten nesten utelukkende kunne tilskrives effekten av biokulldosering på biomasse per potte. Det var ingen vesentlige forskjeller mellom biokulltypene, og heller ingen samspill mellom type eller dosering av biokull og basisblandingen av jord (Figur). Som forventet var det forskjeller mellom jordblandinger i hvor lang tid det tar før visning. Disse resultatene var like for datasettet med alle doseringene og datasettet med alle biokulltypene.



Figur 8-17. Hovedeffekter av jordblanding, type biokull og dosering av biokull på tid til visning i en tørkeperiode for blandinger testet mellom 0 og 16 volumprosent biokull.

Konklusjon biokull

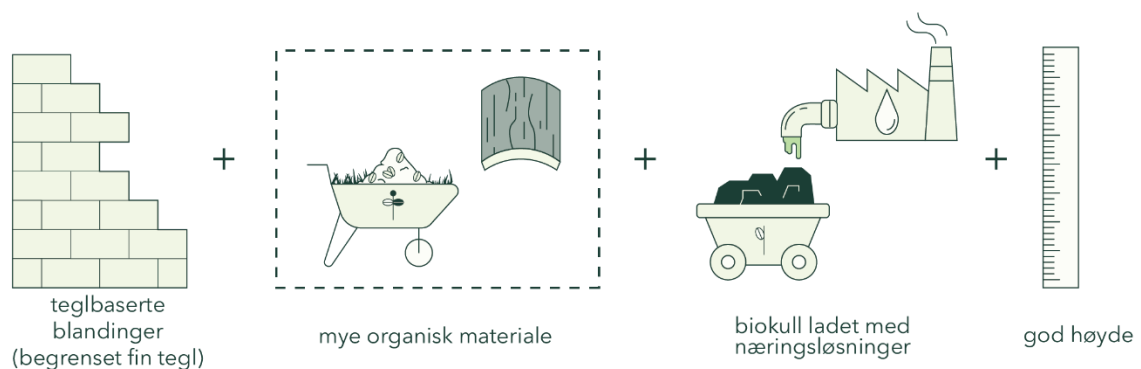
Bruk av biokull i vekstmedier til grønne tak kan ha en positiv effekt på vegetasjonsutviklingen. Her har vi bare testet biokull ladet med næringsstoffer og det er det vi anbefaler. Fra tidligere forsøk har vi sett at bruk av rått biokull kan ha mer negative effekter. Samlet effekt av biokullet vil styres av hvordan type og dosering av biokull påvirker planteveksten og hvordan denne igjen påvirker tørketoleransen. Næringsbidraget fra ladet biokull kan være av betydning når det brukes i næringsfattige blandinger (som i disse forsøkene) og vi har ikke tilstrekkelig kunnskap om langtidseffektene ved bruk av større mengder biokull.

8.7. Konklusjoner takblandinger

Basert på alle takforsøkene over ser vi at det er godt mulig å utvikle teglbaserte blandinger som tilfredstiller lastkrav og gir tilfredsstillende vekst og planteoverlevelse, men

- Det behøves forholdsvis mye organisk materiale for å få teglblandinger til å fungere, noe som kan gi en utfordring i å oppfylle kravene til vekstmedier i Gjødselforskriften hvis det organiske materiale ikke har kvalitetsklasse 0.
- Andelen av fin tegl i blandingen må begrenset for å ikke redusere vannledningsevnen, men dette går ut over vekst og overlevelse i tørkeperioder
- Det er en forutsetning at knust tegl er godt rensset og har kvalitetsklasse 0.
- Anleggstorv har et positivt bidrag på flere av egenskapene
- pH i blandingene er godt i overkant av det som anbefales og det er en fin balansegang mot mangelsymptomer for mangan

- Overlevelse av plantene i tørkeperioder øker betydelig med høyde på vekstmassene
- Vekstmassene kan og bør fortynnes med lettvektsmaterialer for å gi mer høyde med samme last, men det vil fungere best for noe høyere oppbygninger
- Bruk av biokull ladet med næringsløsninger gir et positivt bidrag til blandingene, men det er usikkert hvor stor effekt av biokull er ut over gjødseffekten
- Vi vet foreløpig for lite om langtidseffekt av perlitt i jordblandinger utendørs til sterkt å anbefale dette for løsninger med lang levetid, og dette materialet må hygieniseres på betryggende måte til å kunne nyttes i kommersielle produkter.
- Blandingene er foreløpig bare testet i et vekstforsøk, så langtidseffekten er ikke dokumentert. Det gjelder særlig funksjon under høst og vinter. Det er derfor noe usikkerhet knyttet til rangeringen av blandingene.
- Vi anbefaler blandinger T7, T8, T9 og T13 til bruk på tak, der en kan velge hvilke blanding det vil være enklest å få laget og hvilke egenskaper en prioriterer på taket i forhold til ønsket oppbygging og lokale miljøforhold. Hovedegenskapene er listet i Tabell 8-9.



Figur 8-18: Anbefalinger for takblandinger

9. Klimagassberegninger

av Oddbjørn Dahlstrøm Andvik, Asplan Viak

9.1. Innledning

I dette kapittelet beskrives utslipp fra produksjon og transport (50 km) av materialer og komponenter for blant annet de anbefalte jordblandingene (L9, L10, T9, T11). I tillegg beskrives potensiale for opptak og lagring av karbon i materialer, jord og planter.

Resultatene danner grunnlaget for eksempelet i kap. 10.

9.2. Metodikk og forutsetninger

Klimagassberegninger omfatter utslipp av klimagasser fordelt på fossile og biogene utslippskilder, samt opptak og karbonlagring av biogent karbon i produkter. Utslippene følger inndeling som beskrevet i NS-EN 15804:2012+A2:2019. Funksjonell enhet for jordblandinger og komponenter er volum (m³).

- A1, A3 Produksjon av materialer og produkter
 - kg CO₂-ekv fossil/m³
 - kg CO₂-ekv biogent/m³
- A2 Transport fra uttak til produksjon
 - kg CO₂-ekv fossil/m³
- B1-B5 Bruk
 - kg CO₂-ekv biogent/m³
- Karbonlagring
 - kg CO₂-ekv biogent/m³
- Sum
 - kg CO₂-ekv /m³

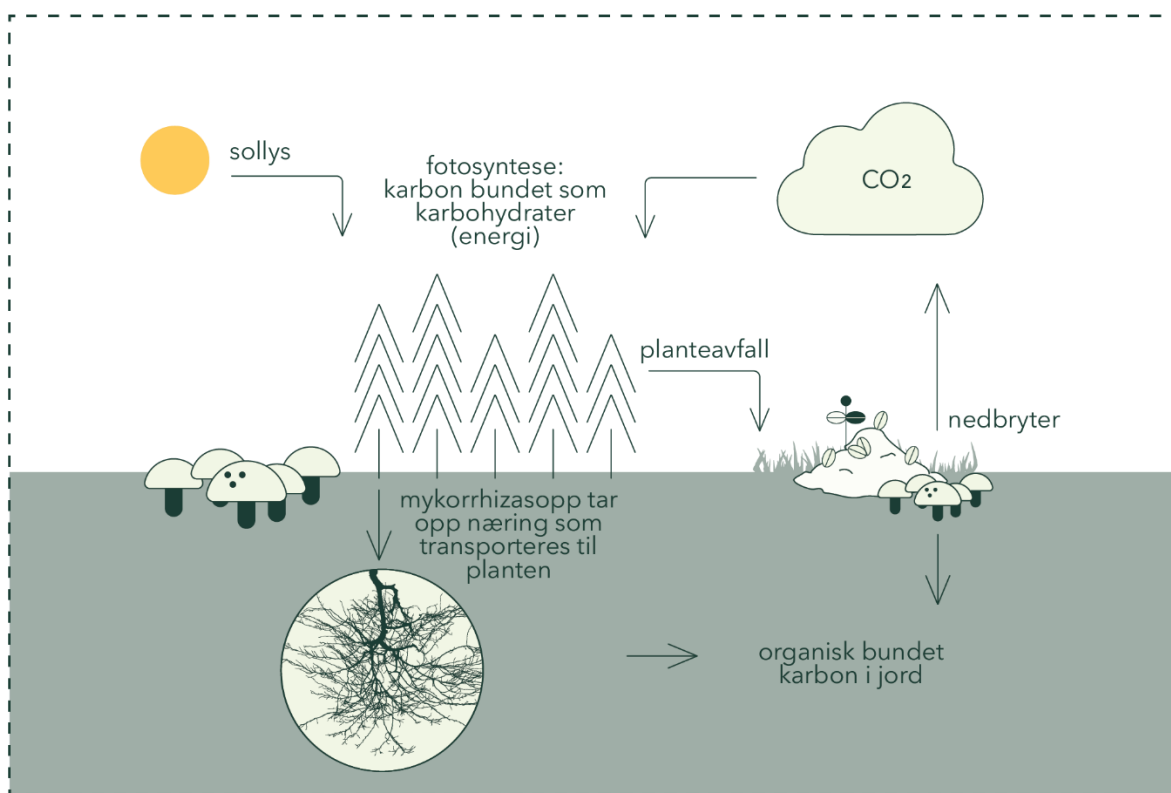
Det er funnet utslippsfaktorer for de ulike materialene og komponentene, vist i kapittel 9.5. I kapittelet er det også henvist til kilder for de ulike utslippsfaktorene. Benyttet beregningsperiode er satt til 60 år.

Det er benyttet GWP100. Det er ikke benyttet dynamisk LCA beregning hvor utslipp og opptak frem i tid er justert i forhold til når utslippet/opptaket oppstår. Fokus har vært på å finne utslipp fra å produsere jordblandingene og eventuelt opptak og utslipp som oppstår i forbindelse med produksjon og transport av blandingene. Utslipp av biogent karbon i brukstiden er primært knyttet til kompost og torvjord.

Tall som vises under *B1-B5 Bruk* er opptak og utslipp av biogent karbon over 60 års beregningsperiode. Fossile utslipp fra *drift* av jordblandingene, som skjøtsel, gjødsling, transport av avkapp osv. er ikke inkludert i beregningene.

I følgende utslippsfaktorer og beregninger er opptak og lagring av biogent karbon notert med negativt fortegn (eks: opptak og lagring av 10 kg CO₂-ekv skrives som -10 kg CO₂-ekv).

9.3. Opptak og lagring av biogent karbon



Figur 9-1: Forenklet skisse over karbonkretsløpet i jord og biomasse

Opptak av biogent karbon i jord og biomasse er beskrevet i *FutureBuilt ZERO-L kriterier for klimagassberegninger landskap* (FutureBuilt 2022)

Planter, vekster og jord deles i to hovedgrupper når det kommer til opptak av biogent karbon:

1. **Jord:** Opptak av karbon i jord styres i stor grad av prosesser der planter utveksler næringsstoffer med mikroorganismer slik at karbon fra plantenes fotosyntese bringes videre til mikroorganismene/jordlivet. Utslipp/opptak av biogent karbon i

jord beregnes først over en overgangsfase på normalt 19 år frem til antatt ny likevekt i år 20, og deretter med et stabilt utslipp/opptak pr år resten av beregningsperioden på 60 år: år 20 - 60 (Miljødirektoratet, 2022, arealbruksendringer)

2. **Biomasse** (trær, planter og vekster): Biomasse er planter, trær mm. som lagrer biogent karbon i stammer, røtter, blader osv., som primært har opptak av karbon gjennom fotosyntesen. Biomasse oppnår ikke likevekt etter år 20, men har et spesifikt opptak over hele beregningsperioden avhengig av type og vekstkurve.

Opptak av biogent karbon i jord er usikker og i stor grad avhengig av lokale forhold. Opptak av biogent karbon i biomasse er basert på vekt/volum av biomasse og er noe mer stabil (mindre avhengig av lokale forhold) enn for jord. Det er viktig å ikke dobbelttelle opptak i jord og biomasse.

Et av målene med prosjektet har vært å se på hvor mye blågrønne strukturer kan fange av CO₂ gjennom fotosyntese og lagring av karbon i jordlivet. Gjennomføringen av dette prosjektet og forsøk på jordblandingene har i hovedsak vært knyttet til de mineralske massene. Det har ikke vært mulig å komme frem til en forskjell i opptak og lagring av biogent karbon i jord og biomasse mellom de ulike jordblandingene, da tallgrunnlaget er for usikkert for å fastsette en forskjell. For å fastsette spesifikke verdier for opptak av biogent karbon kreves det mer detaljerte studier. Følgende avsnitt omfatter en generell beskrivelse av opptak av biogent karbon i ny mineraljord, uavhengig av type jordblanding.

Generelt opptak av biogent karbon i ny mineraljord:

Årlig lagring av biogent karbon (i 20 år) ved nyetablering av gress på mineraljord kan være i området fra 50 - 100 kg C/dekar /år (Bioforsk 2009). Tilsvarende tall er også beskrevet i NIBIO-rapporten Arealbruksendring til utbygd areal (NIBIO 2021) hvor nyetablering av mineraljord har et årlig opptak av biogent karbon (i 20 år) på mellom 77 til 113 kg C/dekar /år. Opptaket er avhengig av mange faktorer, blant annet type jord (kjølig, temperert tørr eller fuktig jord), biomasse over jorden og skjøtsel. Opptak av biogent karbon i ny mineraljord til likevekt i år 20 er primært avhengig av areal og ikke volum, da størst opptak ifølge studien «Quantifying carbon stocks in urban parks under cold climate conditions» Lindén et.al 2020) primært er de øverste 90 cm.

Forskningsresultatene viser et generelt opptak av biogent karbon i ny mineraljord på **0,18 til 0,41 kg CO₂-ekv/m²/år**, i 20 år. Disse tallene benyttes i beregninger vist i Tabell 10-7 med høyt og lavt klimagassutslipp.

I kapittel 5.4.2 er det beskrevet at *Karbonfangsten i molda utgjorde om lag 100 g karbon pr m²*. Regnet om til biogent karbon (0,1 kg C/m²/år * 44/12) blir dette **0,37 kg CO₂-ekv/m²/år**, noe som stemmer bra med kilder som sier 0,18 til 0,41 kg CO₂-ekv/m²/år.

Regnet frem til ny likevekt etter 20 år, er opptaket av biogent karbon i ny mineraljord antatt å være på et sted mellom 3,6 til 8,2 kg CO₂-ekv/m² areal med ny mineraljord. Lokale forhold, tykkelse, skjøtsel, type biomasse og andre faktorer vil påvirke dette, så tallet kan bare brukes til å generelt beskrive et omfang av fremtidig lagret biogent karbon i ny jord.

9.4. Referanse, standard løsning

9.4.1.1 Tak

Som referanse er det tatt utgangspunkt i «standard» sedumtak, med sedummatte. Sedummatte på tak har vanligvis en tykkelse på 4-5 cm. Se kapittel 9.5.10 for ytterligere beskrivelse av sedummatte.

- «Standard» sedumtak, med sedummatte.
- Transportavstand med lastebil 450 km eller 60 km

9.4.1.2 Landskap

- Anleggsjord bestående av sand/torv, som består av 5 % organisk materiale og 95 % sand fra sandtak på vektbasis
- Transportavstand med lastebil 50 km



Figur 9-2: Bildet viser slik blanding av torv og sand i en jordranke. Det som skjer i denne prosessen er at vannet i torva frigis (se vannet som flyter ut ved bunnen av ranken til venstre i bildet under), og det organiske materiale fra torva blir liggende mellom sandkorna i blandingen. Selv om det skjer en stor volumendring, skyldes det bare at vannet frigjøres og har ingenting med nedbrytning av det organiske materialet i torva å gjøre. Foto: Trond Knapp Haraldsen, NIBIO

Som referanse er det tatt utgangspunkt i en anleggsjord bestående av sand/torv, som består av 5 % organisk materiale og 95 % sand fra sandtak på vektbasis. Anleggsjord deklarerer alltid på vektbasis, mens produksjonsresepter lages på volum. Når en f.eks. blander 1 m³ sand og 1 m³ torv blir volumet at ferdig blanding langt mindre enn 2 m³, som

oftest rundt 1,3 m³. Hvor stor endringen av volumet blir avhenger av vanninnholdet i torva og omdanningsgraden til torvmaterialet. Tabell 9-1 vider beregning av volumer og vekt for anleggsjord, basert på en blanding med 1 m³ torv og 1 m³ sand.

Tabell 9-1: Beregning av volumer og vekt for anleggsjord, basert på en blanding med 1 m³ torv og 1 m³ sand

Blanding inn, gir 1,3 m ³ ut			Materiale	Bulk vekt, kg/m ³
1	m ³		Torv	250 ²⁷
1	m ³		Sand	1500

Blanding ut					
1	m ³		Anleggsjord	1346	kg/m ³ (1750 kg delt på 1,3)
Består av			Torv	192	kg/m ³ (250 kg delt på 1,3)
Består av			Sand	1154	kg/m ³ (1500 kg delt på 1,3)

Organisk innhold basert på tørrstoff			Vekt prosent
Organisk innhold (Østfoldforskning 2017)	72	kg tørrstoff TS/m ³	5,9 %
Sand	1 154	kg/m ³	94 %
	1 226	kg	

9.5. Utslippsfaktorer for materialer og komponenter

Følgende kapitler inneholder kort beskrivelse og utslippsfaktorer som er benyttet i klimaberegningene.

Utslippsfaktorer kan variere i størrelse avhengig av hvilke kilder som benyttes. Flere av materialene er oppgitt med ulike utslippsfaktorer, siden det er funnet variasjon i antakelser for blant annet transportavstander, allokering (fordeling av utslipp mellom flere produkter i samme industriprosess) og håndtering av biogent opptak.

Det er valgt å synliggjøre forskjellene, ved å definere **høy** og **lav** utslippsfaktor for å undersøke om forskjellig bruk av utslippsfaktor påvirker konklusjonen.

Der det er funnet flere utslippsfaktorer er det i tabellen merket med gul farge for faktor som benyttes i beregninger ved høyt utslipp og grønn farge for faktor som benyttes i beregninger ved lavt utslipp.

Utslippsfaktorer er pr m³ produkt klart for levering.

²⁷ Nittedal Taktorv art nr 13130. <https://cdn.byggjeneste.no/nobb/c062f2a3-c832-4ea9-8332-067dd409c7df>

Det henvises til kapittel 6.5 for oversikt over aktuelle gjenbruksmaterialer og ytterligere beskrivelse av materialene.

Lagret karbon i ny biomasse og jord (frem til likevekt) er ikke inkludert i følgende utslippsfaktorer da det antas å gjelde alle nye fraksjoner av jord avhengig av valgt biomasse. Se kap. 9.1 for en generell beskrivelse av fremtidig opptak av biogent karbon i ny jord frem til likevekt.

Negativt tall for karbonlagring er verdi for stabil lagret karbon i blandingen opp til 100 år.

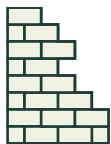
Det presiseres at et oppgitt utslipp på 0 kg CO₂-ekv ikke nødvendigvis betyr at det ikke er noe utslipp/opptak, men at det i denne rapporten er satt til 0 da det ikke er funnet kilder som sier noe annet.

Kilder benyttet som grunnlag for utslippsfaktorer:

A: Østfoldforskning 2017. Østfoldforskning 2017. *Erstatningsmaterialer for torv, Kartlegging av klima- og miljøeffekter, Østfoldforskning 2017, rapportnr.: OR.27.17*

B: Vestlandsforskning og NIBIO, 2021, Karbon fra jord til jord, En mulighetsstudie for sirkulær utnyttning av bioavfall til biokull som jordforbedringsmiddel og klimatiltak i Sogn, ISBN 978-82-428-0438-9

9.5.1. Knust tegl



Lagret karbon i forbindelse med karbonatisering i knust tegl er ikke inkludert i beregningene da det er antatt at dette skjer uavhengig om knust tegl benyttes i jordblandinger, legges på deponi eller benyttes til andre formål.

Vekt:

- Bulk volumvekt (transportvekt): 1 500 kg/m³.

Transportavstand fra uttak til produksjonssted (A2) for jordblanding:

- Antar generell 50 km transportavstand

Omfatter alle fraksjoner av tegl

- Tegl 0-2 mm
- Tegl 2-4 mm
- Tegl 4-8 mm

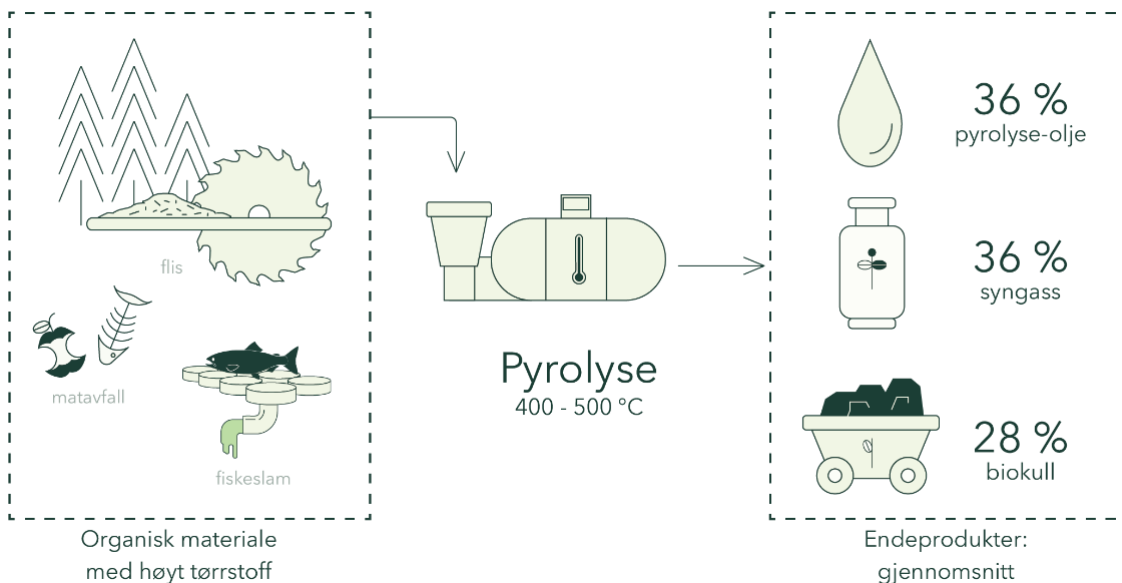
Tabell 9-2: Klimagassutslipp fra produksjon og bruk av knust teg.

Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 Transport til produksjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
	Forbruk av materialer og energi. Antar tilsvarende energibruk som ved knusing av stein		50 km med lastebil			
Gjenbrukstegl som knuses ²⁸	1,04	0	9,66	0	0	10,7

9.5.2. Biokull



Biokull er de forkullede restene som gjenstår etter at biomasse har blitt varmet opp under oksygenfattige forhold (dvs. ufullstendig forbrenning eller pyrolyse). I kontrast til ubehandlet biomasse, f.eks. flis, bark og blader, er karboninnholdet i biokull svært motstandsdyktig mot biologisk nedbrytning. Av den grunn er biokull blitt forsket på som et mulig klimatiltak i landbruk, hvor biokull pløyes ned i jorden og bidrar til karbonlagring over lang tid (>100 år).



Figur 9-3: Pyrolyse-prosessen hvor organisk materiale med høyt tørrstoff blir matet inn i ovnen og endeproduktet er biokull, bio-olje og syntesegasser.

Biokull produseres via pyrolyse (Vestlandsforsking og NIBIO, 2021). Pyrolyse er en termisk prosess hvor biomasse varmes opp i en reaktor uten eller med begrenset tilgang til oksygen (O₂). Resultatet er en fraksjonering av biomasse i tre deler:

²⁸ EPD: NEPD-2734-1423 Naturgrus og Sand produsert ved avd Laugslet Indre Ostfold

- Pyrolyse-olje (5-40 %)
- Syngass (5-40%)
- Biokull (10-35 %)

I snitt regnes det med at 27 % av tørr biomasse omgjøres til biokull. For å produsere 1 tonn biokull medfører det et behov for 3,67 tonn tørr biomasse.

Tabell 9-3: Oversikt over produksjon av biokull, pyrolyse olje og syngass fra pyrolyse.

Produkt fra pyrolyse	Andel	Vekt inn	Enhet
Biokull	27,2 %	1,00	tonn
Pyrolyse-olje	36,4 %	1,33	tonn
Syngass	36,4 %	1,33	tonn
Sum, biomasse, tørr	100 %	3,67	tonn

Klimagassutslipp fra råvarer, transport og pyrolyse av råvarer til biokull er vist i Tabell 9-4 og Tabell 9-5. Beregninger viser at det er stort potensiale for å lagre karbon i biokullet.

Tabell 9-4: Klimagassutslipp fra pyrolyse for å produsere 1 tonn biokull basert på flis, med opptak av biogent karbon, kilde: Eyde Biocarbon 2015.

Prosess	Klimagassutslipp	Enhet
Hogst og transport til sagbruk	230	kg CO ₂ -ekv fossilt/tonn biokull
Produksjon flis	156	kg CO ₂ -ekv fossilt/tonn biokull
Pyrolyseprosess	36,1	kg CO ₂ -ekv fossilt/tonn biokull
Innhold karbon (CO ₂ -ekv)	-2 024	Karbonlagring: kg CO ₂ -ekv biogent, 74 % er lagret over 100 år (EBC 2020)
Sum	-1 602	kg CO₂-ekv/tonn biokull

Tabell 9-5 viser klimagassutslipp fra pyrolyse basert på ulike kilder, med opptak av biogent karbon (Vestlandsforskning og NIBIO, 2021). Det vil være stor forskjell i kvalitet på produsert biokull avhengig av hvilket materiale som benyttes som råstoff i pyrolyse-prosessen. Egenskaper og kvalitet på biokull som benyttes til jordblandinger er avgjørende for sluttproduktet. I forsøket er det benyttet biokull fra rent trevirke. Biokull basert på bjørk anses som standard.

Avhengig av råstoff og utslipp fra pyrolyseprosessen er det et potensiale for å lagre biogent karbon som tilsvarer rundt 1,5 tonn til 2,5 tonn CO₂-ekv pr tonn biokull.

Tabell 9-5: Klimagassutslipp fra pyrolyse basert på ulike kilder, med opptak av biogent karbon, kilde: Vestlandforskning og NIBIO, 2021.

Råvare	Innsamling- og-transport- råvare	Tørrking -råvare	Innhold karbon (CO ₂ - ekv)	74 % lagret etter 100 år	Sum, med lagring i 100 år	Sum, uten å regne med utslipp fra tørrking, med lagring i 100 år	
Veirydding	38	1 077	-2 734	-2 023	-908	-1 985	kg CO ₂ -ekv/tonn biokull
GROT	78	797	-2 736	-2 024	-1 149	-1 946	kg CO ₂ -ekv/tonn biokull
Fiskeslam	244	223	-871	-644	-177	-400	kg CO ₂ -ekv/tonn biokull
Slakteriavfall	245	2 815	-1 782	-1 319	1 741	-1 074	kg CO ₂ -ekv/tonn biokull
Blanda- trevirke	0	134	-2 734	-2 023	-1 890	-2 023	kg CO ₂ -ekv/tonn biokull
Avløpsslam	0	3 886	-882	-653	3 234	-653	kg CO ₂ -ekv/tonn biokull
Sikterest	0	422	-856	-633	-211	-633	kg CO ₂ -ekv/tonn biokull
Hageavfall	0	243	-2 732	-2 022	-1 779	-2 022	kg CO ₂ -ekv/tonn biokull
Matavfall	0	976	-1 630	-1 206	-230	-1 206	kg CO ₂ -ekv/tonn biokull

Vekt:

- Bulk volumvekt (transportvekt): 300 kg/m^{3A}

Transportavstand fra uttak til produksjonssted (A2) for jordblanding:

- Antar generell 50 km transportavstand

Omfatter alle fraksjoner av biokull

- Standard
- Kvernet 0-3 mm

Tabell 9-6: Klimagassutslipp fra produksjon og bruk av biokull, inkludert karbonlagring. Gul farge benyttes i beregninger ved høyt utslipp, grønn farge benyttes i beregninger ved lavt utslipp. Tall i fet skrift under sum kolonnen er uten utslipp av biogent karbon for tørking av råvarer, og benyttes videre i beregninger. I sumkolonnen hvor det er to tall, representerer det første tallet en beregning med høyt utslipp og det neste med lavt utslipp.

Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 Transport til produksjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
Biokull fra:	Forbruk av materialer og energi	Antar høyteknologisk storskalaanlegg for pyrolyse, med null utslipp av metan fra produksjon	50 km med lastebil		Tall i prosent angir andel av biokullet som antas å brytes ned de første 100 årene. Tall i kolonnen viser karbon lagret i biokull etter nedbryting (i år 100).	
Nasjonal produksjon ^A	147	0	18	0	-561 Brytes ned: 32 %	-396
Beregning basert på beskrivelse i kapittel 9.3, Tabell 9-4 (Eyde Biocarbon 2015)	127	0	1,93	0	-481 Brytes ned: 26 % (EBC, 2020)	-352
Veirydding ^B	11	323 ²⁹ / 0	1,93	0	-607 Brytes ned: 26 %	-270 ³⁰ / -594
GROT ^B	23	239 ²⁹ / 0	1,93	0	-607 Brytes ned: 26 %	-343 ³⁰ / -582
Blanda-trevirke ^B	0	40 ²⁹ / 0	1,93	0	-607 Brytes ned: 26 %	-565 ³⁰ / -605
Hageavfall ^B	0	73 ²⁹ / 0	1,93	0	-607 Brytes ned: 26 %	-532 ³⁰ / -605

Usikkerheter

Klimagassutslipp ved å produsere biokull samt beregnet lagret biogent karbon i produsert biokull, som presentert i kap. 9.5.2 er basert på ulike kilder, hvor alle kommer frem til relativt tilsvarende resultater. Utslippsfaktorer er inkludert i rapporten for å vise en beregnet effekt på klimagassutslipp som kan oppstå ved produksjon og bruk av biokull.

Det presiseres at det er usikkerhet i hvordan utslipp og opptak av biogent karbon skal håndteres og allokeres ved produksjon av biokull. Faktorer som kan påvirke utslippstallene er blant annet:

²⁹ Dette er utslipp av biogent karbon for tørking. Dette utslippet kommer fra forbrenning av biologisk karbon i pyrolyseprosessen. Disse utslippene stammer fra det naturlige karbonkretsløpet og blir tatt opp igjen av biomassenes fotosyntese. Utslippene regnes derfor som netto null for biologisk karbon, og er kun tatt med i tabellen for å vise omfang.

³⁰ Tall er med utslipp av biogent karbon for tørking.

1. Valg av råvare som benyttes i pyrolysen vil i stor grad påvirke utslipp. Benyttes det et avfallsprodukt som ikke *kan* benyttes til noe annet eller benyttes det råvarer som også kan benyttes til å produsere andre materialer? Hvis det for eksempel benyttes flis og trevirke som kan brukes til å produsere materialer som sponplater og annet, vil disse produktene også lagre det biogene karbonet så lenge produktet ikke forbrennes. Videre kan rotasjonstid (tid fra plantet frø til huggeklar råvare) på biomassen ha en avgjørende effekt på utslippsfaktorene.
2. Allokering av utslipp fra pyrolyseprosess (utslipp fra forbrenning av syngass). Pyrolyse produserer biokull, syngass og pyrolyse-olje. Syngassen kan brennes for å få varme som er nødvendig for å tørke råvarene eller selges som overskuddsvarme. Dette kan sammenliknes med forbrenning av biogass, som har et utslipp av biogent karbon ved forbrenning. Størrelsen på dette utslippet og allokering (fordeling) av utslippet mellom produktene som produseres er usikkert. Vanligvis allokeres utslipp mellom produkter på masse/volum eller salgspris. I denne rapporten er hele utslippet allokert til biokullet, noe som kan gi et noe høyere utslipp fra biokull (konservativ antagelse).
3. LCA-metodisk er klimaeffekten av det å produsere biokull og andre produkter som har negative utslipp, ikke helt enkelt å håndtere i klimaberegninger. Negative utslipp fører til en større reduksjon i klimaendringer jo mer det produseres av det. LCA-regneregler som beskriver systemgrenser, hvor i verdikjeden utslipp oppstår og allokering av utslipp mellom ulike produserte produkter bør gjennomgås i en egen studie for å øke kunnskapsnivå og redusere usikkerheter i beregningene.

9.5.3. Kompost



Utgangspunkt for beregningene er Oslokompost. Oslokompost er en kompost fra mye busker og trær, så den er en kompost som omdannes ganske sakte. Produksjonsmetode for Oslokompost er varmkompostering.

Vekt:

- Bulk volumvekt (transportvekt): 700 kg/m³³¹

³¹ Oslo kommune: Faktablad For Oslokompost 10 & 20mm. <https://www.oslo.kommune.no/avfall-og-gjenvinning/kjop-oslokompost/>

Transportavstand fra uttak til produksjonssted (A2) for jordblanding:

- Antar generell 50 km transportavstand

Tabell 9-7: Klimagassutslipp fra produksjon og bruk av kompost, inkludert karbonlagring. Gul farge benyttes i beregninger ved høyt utslipp, grønn farge benyttes i beregninger ved lavt utslipp. Tall i fet skrift under sum kolonnen benyttes videre i beregninger.

Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 Transport til produksjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
	Forbruk av materialer og energi ^A	Direkte klimagass-utslipp fra kompostering ^{32, A}	50 km med lastebil	Direkteutslipp til luft under og etter bruk av komposten vil avhenge om komposten er stabil når den legges på jorda ^A	Estimert 14 % av karbon i kompost er lagret i jorda 100 år etter bruk ^A	
Kompost fra matavfall	10	120 / 0	4,51	46 / 0	-38	143 / -23,5
Kompost fra hageavfall	10	87 / 0	4,51	41 / 0	-34	109 / -19,5

9.5.4. Skogsjord



Dette er en type mineraljord som er tilgjengelig i byggeprosjekter i områder under marin grense. Jorden kan brukes om igjen i grøntarealene, dvs. jord fra eget anlegg eller anlegg i nærheten. I praksis vil oppskriftene på anleggsjorda variere fra anlegg til anlegg, alt avhengig av hva som er tilgjengelig.

Vekt:

- Bulk volumvekt (transportvekt): 1 200 – 1 700 kg/m³³³. Antar 1 450 kg/m³.

Transportavstand fra uttak til produksjonssted (A2) for jordblanding:

- Antar generell 50 km transportavstand

³² Settes til 0 hvis det antas at miljøbelastninger under komposteringsprosessen allokeres primærproduktet som sendes til gjenvinning og defineres som en avfallshåndteringsprosess for produktet som komposteres [A]

³³ Analyserapport anleggsjord, Eurofins Agro Testing Norway AS

Tabell 9-8: Klimagassutslipp fra produksjon og bruk av skogsjord.

Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 Transport til produksjon	B1-B5 Bruk	Karbon-lagring	Sum
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
	Forbruk av materialer og energi.		50 km med lastebil			
Mineraljord ³⁴	11,6	0	9,34	0	0	20,9

9.5.5. B-sjikt



B-sjikt er smuldrende lettleire fra skog. B-sjikt i jorda er jord som er en forvitret jord med strukturutvikling. Det antas at B-sjikt er 100 % mineraljord (Norsk Landbruksrådgiving / NIBIO)

- Bulk volumvekt (transportvekt): 1 600 – 1 900 kg/m³³⁵. Antar 1 750 kg/m³.

Transportavstand fra uttak til produksjonssted (A2) for jordblanding:

- Antar generell 50 km transportavstand

Tabell 9-9: Klimagassutslipp fra produksjon og bruk av B-sjikt.

Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 Transport til produksjon	B1-B5 Bruk	Karbon-lagring	Sum
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
	Forbruk av materialer og energi.		50 km med lastebil			
Mineraljord ³⁶	14,0	0	11,3	0	0	25,3

9.5.6. Steinmel



Vekt:

- Bulk volumvekt (transportvekt): 1 700 kg/m³

Transportavstand fra uttak til produksjonssted (A2) for jordblanding:

- Antar generell 50 km transportavstand

Omfatter alle fraksjoner av steinmel

- 0-8 mm.

³⁴ Basert på fossile utslipp fra uttak og produksjon av organisk jord, uten utslipp av biogent karbon. Se kapittel 9.5.8.

³⁵ Analyserapport anleggsgjord, Eurofins Agro Testing Norway AS

³⁶ Basert på fossile utslipp fra uttak og produksjon av organisk jord, uten utslipp av biogent karbon. Se kapittel 9.5.8.

- Siktet 0-2 for noen blandinger

Tabell 9-10: Klimagassutslipp fra produksjon og bruk av steinmel.

Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 Transport til produksjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
	Forbruk av materialer og energi.		50 km med lastebil			
Antar tilsvarende utslipp som for naturgrus og sand (tilsvarende energibruk som ved knusing av stein). ³⁹	1,18	0	11,0	0	0	12,1

9.5.7. Perlite



Vekt:

- Bulk volumvekt (transportvekt): 120 kg/m^{3A}
- Bulk tørrtetthet: 105 kg tørrstoff TS/m^{3A}

Transportavstand fra uttak til produksjonssted (A2) for jordblanding:

- Ny fra sentral og Sør-Europa
- Gjenbruksperlite fra drivhus

I beregningene er det antatt at det kun benyttes gjenbrukt perlite, etter bruk i drivhus.

Gjenbruk perlite må som smittereduserende behandling hygieniseres. Standard hygieniseringskrav er partikkelstørrelse <12mm ved inntak er oppholdstid på minimum 70 °C i minimum 60 min (Miljødirektoratet 2020).

Saxegård (2015) beskriver energiforbruk for pasteurisering/hygenisering av biomasse av organisk avfall. Energiforbruk oppgitt i studien er for organisk avfall som inneholder vann. Siden perlite er et mineralsk materiale vil innholdet av vann være mindre pr tonn enn for organisk materialer. Det antas derfor at energiforbruk til pasteurisering/hygenisering er overestimert når tallene i rapporten benyttes til perlite.

Opgitt energiforbruk for pasteurisering av organisk avfall på 70 grader C (fra 44 grader C):

- 68,8 kWh/tonn uten varmegjenvinning
- 32,0 kWh/tonn med varmegjenvinning

Ved å anta bruk av naturgass med en utslippsfaktor på 242 g CO₂-ekv/kWh (Norsk Energi 2020) gir dette et utslipp på 16,7 kg CO₂-ekv/tonn behandlet masse. Resultatet multipliseres med to da det antas at perlit har en starttemperatur på 18 grader C og ikke 44 grader C. Ved bruk av elektrisk energi, vil utslippstallet bli lavere.

Justert for egenvekt til perlite gir dette et (antatt overestimert) utslipp på 4,00 kg CO₂-ekv/m³ perlite for hygenisering på 70 grader C.

Tabell 9-11: Klimagassutslipp fra produksjon og bruk av perlite.

Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 Transport til produksjon	B1-B5 Bruk	Karbon-lagring	Sum
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
	Forbruk av materialer og energi					
Produksjon sentral Europa	66 ^A	0	15,9 160 km ferge, 1030 km lastebil	0	0	81,9
Produksjon sør Europa	66 ^A	0	50,1 160 km ferge, 3240 km lastebil	0	0	116
Gjenbrukt perlite (etter bruk i drivhus)	4,00 Hygenisering 70° C.	0	0,77 50 km lastebil	0	0	4,77

9.5.8. Torv fra myr



Vekt:

- Bulk volumvekt (transportvekt): 250 kg/m³³⁷
- Bulk tøretthet (organisk innhold): 72 kg tørrstoff TS/m^{3A}

Transportavstand fra uttak til produksjonssted (A2) for jordblanding:

- Antar generell 50 km transportavstand

Som beskrevet i kapittel 6.5.1.10 kommer torv som inngår i anleggsgjord i ubetydelig grad fra områdene som er regulert til torvuttak, men stammer som regel fra uttak i forbindelse med utbyggingsprosjekter. Som et scenario antas det derfor at biogene utslipp forbundet med direkte utslipp fra torvmyrer og indirekte utslipp fra nedbryting av torv tillegges (allokeres) til utbyggingsprosjektene. Biogene utslipp settes da til 0. Dette er kun inkludert som et scenario og ved bruk av utslippsfaktorer i andre prosjekt må det vurderes spesifikt hvilken verdi som bør brukes.

³⁷Nittedals, Taktorv, produktark <https://cdn.byggjeneste.no/nobb/c062f2a3-c832-4ea9-8332-067dd409c7df>

Tabell 9-12: Klimagassutslipp fra produksjon og bruk av torv. Gul farge benyttes i beregninger ved høyt utslipp, grønn farge benyttes i beregninger ved lavt utslipp.

Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 Transport til produksjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
	<i>Forbruk av materialer og energi</i>	<i>Direkte utslippene fra torvmyrene</i>	<i>50 km med lastebil</i>	<i>Indirekte utslipp fra nedbrytning av torv i bruk</i>		
Quantis (2012) ^A		35	45	80	0	160
Estimat norske forhold ^A	2	104	1,61	180	0	288
Torv fra utbyggingsprosjekter (biogene utslipp settes til 0)	2	0	1,61	0	0	3,61

For torv fra utbyggingsprosjekter er det antatt at utslippet tillegges utbyggingsprosjektet, og derfor blir utslippet for jordblandingen lavt.

9.5.9. Sand fra sandtak



Sand fra sandtak benyttes i produksjon av anleggsjord.

Vekt:

- Bulk volumvekt (transportvekt): 1 500 kg/m³³⁸.

Transportavstand fra uttak til produksjonssted (A2) for jordblanding:

- Transport fra uttak til produksjon er satt til 0 km, antar at sandtak er i umiddelbar nærhet til produksjonssted av anleggsjord.

Omfatter alle fraksjoner av sand:

- Sand 0-4 mm

³⁸ Sand fra Herremyr Gård, <https://www.herremyrgaard.no/sand/>

Tabell 9-13: Klimagassutslipp fra produksjon og bruk av sand fra sandtak.

Type og kilde	A1-A3 Produksjon		A2 Transport til produksjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
	Forbruk av materialer og energi.		0 km med lastebil			
Antar tilsvarende utslipp som for naturgrus og sand ³⁹	1,04	0	0	0	0	1,04

9.5.10. Sedumblanding

Benytter utslippstall for sedumblanding som utgangspunkt. Tar ikke med drensmatte og filtmatte da dette antas å være likt for alle tak uavhengig av jord

To typer sedumtak, oppbygging:

- Sedumtak: 4 cm sedummatte/sedummiks. 4 cm tykkelse
- Blågrønt tak: 4 cm sedummatte/sedummiks og 10 cm lavastein. 14 cm tykkelse

Bulk volumvekt (transportvekt):

- Sedummatte/sedummiks: 600 kg/m³ tørr⁴⁰

Sedummatte/sedummiks: innhold kompost:

- 1 m³ sedummiks inneholder 0,094 fast, tørr m³ kompost (65 kg) pr m³ sedummiks

Transportavstand fra uttak til produksjonssted (A2) for jordblanding:

- Transport til produksjonssted er inkludert i A1-A3

³⁹ EPD: NEPD-2734-1423 Naturgrus og Sand produsert ved avd Laugslet Indre Ostfold

⁴⁰ Sedumtak fra Bergknapp. <https://www.bergknapp.no/sedumtak>

Tabell 9-14: Klimagassutslipp fra produksjon og bruk av sedum, inkludert karbonlagring.

Type og kilde	A1-A3 Produksjon		A2 Transport til produksjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
	Forbruk av materialer og energi		Transport av råvarer til produksjon inkludert i A1-A3			
Sedumtak (100 cm)	60	11,3	0	4,3	-3,2	72,4
Blågrønt tak (29 cm sedummatte, 71 cm lavastein)	39	3,2	0	1,2	-0,9	42,5

I Tabell 9-14 er utslippstall for sedumtak og blågrønt tak skalert opp til 1 meter tykkelse, for å få en utslippsfaktor pr m³. Ved bruk av utslippsfaktorer i tabellen må det tas hensyn til tykkelse, som er oppgitt til å være 4 cm - 14 cm tykkelse.

9.5.11. Oppsummering

Tabell 9-15 er en samletabell over utslippsfaktorer benyttet i beregningene, fordelt på produksjon og transport til produksjon (A1-A3), bruk (B1-B5) og karbonlagring. Negativt tall for karbonlagring er verdi for stabil lagret karbon i blandingen opp til 100 år.

Utslippsfaktorer er uten transport fra produsent til brukssted (A4), og må legges til basert på faktisk avstand.

Utslippsfaktorer er pr m³ produkt klart for levering.

Tabell 9-15: Samletabell over utslippsfaktorer benyttet i beregningene. Utslippsfaktorer er uten transport fra produsent til brukssted (A4), og må legges til basert på faktisk avstand.

Type	A1, A3 Produksjon		A2 Transport til produksjon	B1-B5 Bruk	Karbon-lagring	Sum
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
Gjenbrukt knust tegl	1,04	0	9,66	0	0	10,7
Biokull - lav	0	0	1,93	0	-607	-605
Biokull - høy	127	0	1,93	0	-481	-352
Kompost - lav	10,0	0	4,51	0	-34,0	-19,5
Kompost - høy	10,0	120	4,51	46,0	-38,0	143
Skogsjord (antar 100 % mineraljord)	11,6	0	9,34	0	0	20,9
B-sjikt (antar 100 % mineraljord)	14,0	0	11,3	0	0	25,3
Steinmel	1,18	0	11,0	0	0	12,1
Gjenbrukt perlite, hygenisert	4,00	0	0,77	0	0	4,77
Torv fra myr, fra utbyggingsprosjekter (biogent utslipp settes til 0)	2,00	0	1,61	0	0	3,61
Torv fra myr - høy	2,00	104	1,61	180	0	288
Sedumblanding	60,0	11,3	0	4,30	-3,20	72,4
Sand, fra sandtak	1,04	0	0	0	0	1,04

9.6. Resultater fra LCA-beregninger for jordblandinger

Benyttet volumvekt for produktene er i stor grad avhengig av fuktinnhold og hvor komprimert massene er, og vil variere fra produsent til produsent. Når det ble jobbet med jordblandinger i prosjektet, var det stor forskjell i fuktighet mellom de ulike materialene. Teglmaterialet og steinmeltypene var tørre, mens jordmaterialene fra anleggsområdene var fuktige. Det ble lagt vekt på at blandinger ble laget slik en jordprodusent ville laget dem. Når en gjør forsøk ellers, brukes oftest tørkede jordmaterialer for å unngå at variasjoner i fuktighet gjør at det blir store avvik mellom mengdeforhold på vekt og volumbasis.

Klimagassberegningene er basert på volumprosent av ulike materialer som oppgitt i Tabell 8-2 og Tabell 8-4. Når ulike fraksjoner blandes vil dette påvirke volum, slik at 1 m³ inn i blandingen ikke nødvendigvis er 1 m³ ut av blandingen. Det er ikke gjort spesifikke målinger av volum inn og ut, og en generell antakelse er derfor at komprimert sluttvolum ligger et sted mellom 10 og 30 % lavere enn summen av blandingsvolumene for disse blandinger. Organiske komponenter krymper mest. Biokull ansees som en organisk forbindelse, men regnes som stabilt og formsterkt slik at det er antatt en volumreduksjon tilsvarende mineralske komponenter, dvs. ca. 10% volumreduksjon. Det antas derfor følgende:

- Organiske komponenter: 1,43 m³ inn gir 1,00 m³ ut (krymper 30 %)
- Mineralske komponenter: 1,11 m³ inn gir 1,00 m³ ut (krymper 10 %)

Det presiseres at utslippsdata er basert på ulike studier og kilder, og at få utslippsdata er basert på miljødeklarasjoner (EPDer). Det er derfor en usikkerhet forbundet med klimaberegningene da spesifikke produsenter kan ha utslipp som er høyere og lavere enn det som er benyttet i denne studien. Ved å inkludere utslippsfaktorer fra lavt til høyt adresseres noe av denne usikkerheten og det vil reflekteres i resultater hvor stort spenn det er i beregningene. Viser resultater at en type jordblanding (blanding a) har et spenn i klimagassutslipp fra lavt til høyt som er mye lavere enn en annen jordblanding (blanding b) kan det med større sikkerhet konkluderes med at blanding a har et lavere utslipp enn blanding b.

Følgende beregninger inkluderer ikke bruk andre nødvendige tillegg som for eksempel gjødsel eller andre behov for tilsetning av næring.

Med *høyt klimagassutslipp* menes beregninger hvor konservative, *høye*, utslippsfaktorer er benyttet for de komponentene som har konservative verdier. Dette antas å være maksimale utslipp som kan oppstå, basert på de kildene som er benyttet.

Med *lavt klimagassutslipp* menes beregninger hvor optimale, *lave*, utslippsfaktorer er benyttet for de komponentene som har optimale verdier. Dette antas å være laveste utslipp som kan oppstå, basert på de kildene som er benyttet.

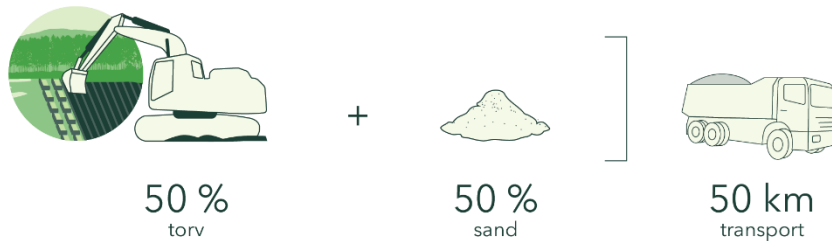
Som en generell antakelse er det lagt til grunn en transportavstand (A4) på 50 km.

9.6.1. Vekstmasser til park og spiselig landskap

Følgende kapitler oppsummerer klimagassberegninger for jordblandinger for vekstmasser til park og spiselige landskap. Klimagassberegningene omfatter anleggsgjord og blanding L9 og L10.

9.6.1.1 Referanse: anleggsjord

Referanseblanding - landskap



Figur 9-4: Referanseblanding - landskap

Høyt klimagassutslipp:

Tabell 9-16: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding anleggsjord (referanse), høy utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volum-andel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbon-lagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
50 %	Torv	1,54	80,0	1,24	138	0	221
50 %	Sand	0,80	0	0	0	0	0,80
Transport	A4: 50 km			8,67			8,67
Sum, GWP total		2,34	80	9,91	138	0	231
GWP fossil		2,34		9,91			12,2
GWP biogent			80		138	0	218

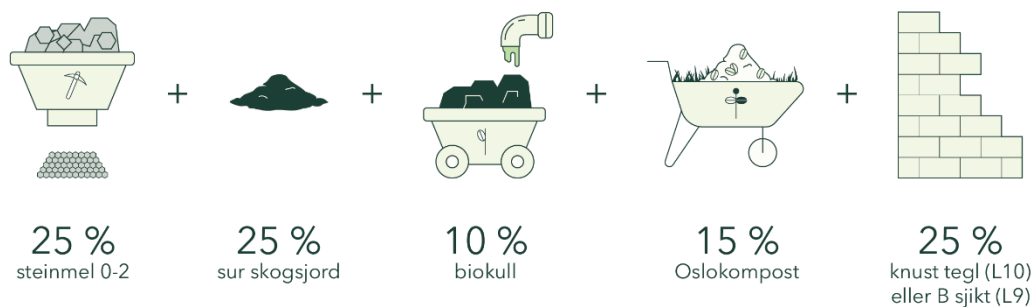
Lavt klimagassutslipp:

Tabell 9-17: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding anleggsjord (referanse), lav utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volumandel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
50 %	Torv ⁴¹	1,54	0	1,24	0	0	2,78
50 %	Sand	0,80	0	0	0	0	0,80
Transport	A4: 50 km			8,67			8,67
Sum, GWP total		2,34	0	9,91	0	0	12,2
GWP fossil		2,34		9,91			12,2
GWP biogent			0		0	0	0

9.6.1.2 Blanding L9

L9 / L10 forsøksblandinger for landskap



Figur 9-5: L9 og L10 forsøksblanding

⁴¹ Torv fra myr, fra utbyggingsprosjekter. Utslipppet tillegges utbyggingsprosjektet, og derfor blir utslippet for jordblandingen lavt (biogene utslipp settes til 0).

Høyt klimagassutslipp:

Tabell 9-18: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding L9, høy utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volumandel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
25 %	Skogsjord	3,22	0	2,59	0	0	5,82
25 %	B-sjikt	3,89	0	3,13	0	0	7,02
15 %	Kompost	2,14	25,7	0,97	9,86	-8,14	30,5
10 %	Biokull	14,1	0	0,21	0	-53,4	-39,1
25 %	0-2 steinmel	0,33	0	3,04	0	0	3,37
Transport	A4: 50 km			9,95			9,95
Sum, GWP total		23,7	25,7	19,9	9,86	-61,5	17,6
GWP fossil		23,7		19,9			43,6
GWP biogent			25,7		9,86	-61,5	-26,0

Lavt klimagassutslipp:

Tabell 9-19: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding L9, lav utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volumandel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
25 %	Skogsjord	3,22	0	2,59	0	0	5,82
25 %	B-sjikt	3,89	0	3,13	0	0	7,02
15 %	Kompost	2,14	0	0,97	0	-7,29	-4,18
10 %	Biokull	0	0	0,21	0	-67,4	-67,2
25 %	0-2 steinmel	0,33	0	3,04	0	0	3,37
Transport	A4: 50 km			9,95			9,95
Sum, GWP total		9,58	0	19,9	0	-74,7	-45,2
GWP fossil		9,58		19,9			29,5
GWP biogent			0		0	-74,7	-74,7

9.6.1.3 Blanding L10

Høyt klimagassutslipp:

Tabell 9-20: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding L10, høy utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volumandel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
25 %	Skogsjord	3,22	0	2,59	0	0	5,82
15 %	Kompost	2,14	25,7	0,97	9,86	-8,14	30,5
10 %	Biokull	14,1	0	0,21	0	-53,4	-39,1
25 %	0-2 steinmel	0,33	0	3,04	0	0	3,37
25 %	Tegl 0-2	0,29	0	2,68	0	0	2,97
Transport	A4: 50 km			9,50			9,50
Sum, GWP total		20,1	25,7	19,0	9,86	-61,5	13,1
GWP fossil		20,1		19,0			39,1
GWP biogent			25,7		9,86	-61,5	-26,0

Lavt klimagassutslipp:

Tabell 9-21: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding L10, lav utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volumandel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
25 %	Skogsjord	3,22	0	2,59	0	0	5,85
15 %	Kompost	2,14	0	0,97	0	-7,29	-4,18
10 %	Biokull	0	0	0,21	0	-67,4	-67,2
25 %	0-2 steinmel	0,33	0	3,04	0	0	3,37
25 %	Tegl 0-2	0,29	0	2,68	0	0	2,97
Transport	A4: 50 km			9,50			9,50
Sum, GWP total		5,98	0	19,0	0	-74,7	-49,7
GWP fossil		5,98		19,0			25,0
GWP biogent			0		0	-74,7	-74,7

9.6.2. Vekstmedier til grønne tak

Følgende kapitler oppsummerer klimagassberegninger for jordblandinger for vekstmasser til grønne tak. Klimagassberegningene omfatter sedumblanding og blanding T9, T11, T8, T13 og T24.

9.6.2.1 Referanse: sedumblanding

Høyt klimagassutslipp:

Tabell 9-22: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding sedumblanding (referanse), høy utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volumandel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
100 %	Sedum	60,0	11,3	0	4,30	-3,20	72,4
Transport	A4: 450 km			34,8			34,8
Sum, GWP total		60,0	11,3	34,8	4,30	-3,20	107
GWP fossil		60,0		34,8			94,8
GWP biogent			11,3		4,30	-3,20	12,4

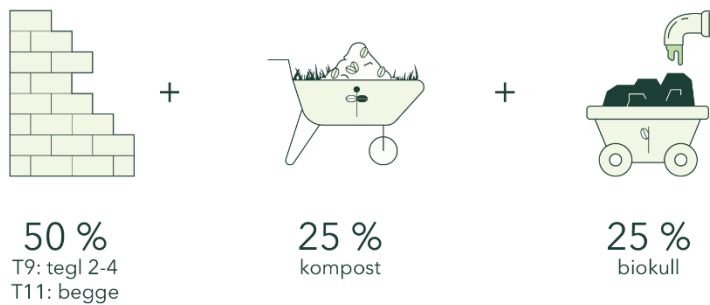
Lavt klimagassutslipp:

Tabell 9-23: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding sedumblanding (referanse), lav utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volumandel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
100 %	Sedum	60,00	11,3	0	4,30	-3,20	72,4
Transport	A4: 50 km			3,87			3,87
Sum, GWP total		60,0	11,3	3,87	4,30	-3,20	76,3
GWP fossil		60,0		3,87			63,9
GWP biogent			11,3		4,30	-3,20	12,4

9.6.2.2 Blanding T9 og T11

T9 og T11 forsøksblandinger for tak



Figur 9-6: Blanding T9, og T11

Høyt klimagassutslipp:

Tabell 9-24: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding T9 og T11, høy utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volumandel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
50 %	Tegl	0,58	0	5,37	0	0	5,94
25 %	Kompost	3,57	42,9	1,61	16,4	-13,6	50,9
25 %	Biokull	35,2	0	0,54	0	-133	-97,8
Transport	A4: 50 km			7,52			7,52
Sum, GWP total		39,3	42,9	15,0	16,4	-147	-33,4
GWP fossil		39,3		15,0			54,4
GWP biogent			42,9		16,4	-147	-87,8

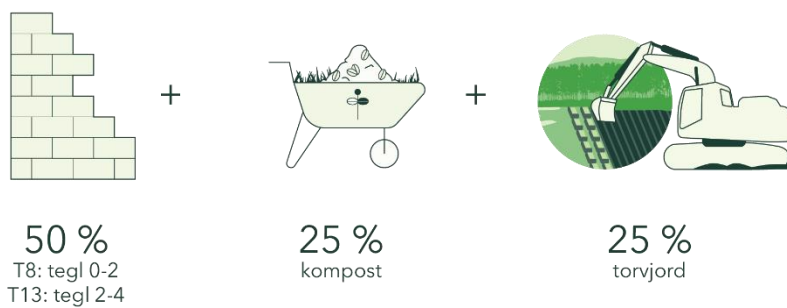
Lavt klimagassutslipp:

Tabell 9-25: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding T9 og T11, lav utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volumandel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
50 %	Tegl	0,58	0	5,37	0	0	5,94
25 %	Kompost	3,57	0	1,61	0	-12,1	-6,96
25 %	Biokull	0	0	0,54	0	-168	-168
Transport	A4: 50 km			7,52			7,52
Sum, GWP total		4,15	0	15,0	0	-181	-162
GWP fossil		4,15		15,0			19,2
GWP biogent			0		0	-181	-181

9.6.2.3 Blanding T8 og T13

T8 og T13 forsøksblandinger for tak



Figur 9-7: Blanding T8 og T13

Høyt klimagassutslipp:

Tabell 9-26: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding T8 og T13, høy utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volumandel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
50 %	Tegl	0,58	0	5,37	0	0	5,94
25 %	Kompost	3,57	42,9	1,61	16,4	-13,6	50,9
25 %	Torvjord	0,71	37,1	0,58	64,3	0	103
Transport	A4: 50 km			7,55			7,55
Sum, GWP total		4,86	80,0	15,1	80,7	-13,6	167
GWP fossil		4,86		15,1			20,0
GWP biogent			80,0		80,7	-13,6	147

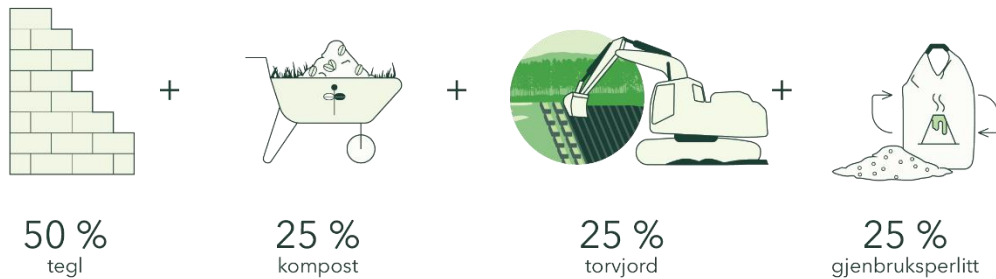
Lavt klimagassutslipp:

Tabell 9-27: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding T8 og T13, lav utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volumandel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
50 %	Tegl	0,58	0	5,37	0	0	5,94
25 %	Kompost	3,57	0	1,61	0	-12,1	-6,96
25 %	Torvjord	0,71	0	0,58	0	0	1,29
Transport	A4: 50 km			7,55			7,55
Sum, GWP total		4,86	0	15,1	0	-12,1	7,83
GWP fossil		4,86		15,1			20,0
GWP biogent			0		0	-12,1	-12,1

9.6.2.4 Blanding T24

T24 forsøksblanding for tak



Figur 9-8: Blanding T24

Høyt klimagassutslipp:

Tabell 9-28: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding T24, høy utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volumandel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbonlagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
25 %	Tegl	0,29	0	2,68	0	0	2,97
25 %	Kompost	3,57	42,9	1,61	16,4	-13,6	50,9
25 %	Torvjord	0,71	37,1	0,58	64,3	0	103
25 %	Perlite (gjenbruk)	1,43	0	0,28	0	0	1,70
Transport	A4: 50 km			5,08			5,08
Sum, GWP total		6,00	80,0	10,2	80,7	-13,6	163
GWP fossil		6,00		10,2			16,2
GWP biogent			80,0		80,7	-13,6	147

Lavt klimagassutslipp:

Tabell 9-29: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for jordblanding T24, lav utslippsfaktor, med fordeling av utslipp over levetiden og inkludert eventuell karbonlagring. Utslippene er fordelt på fossilt og biogent CO₂-ekv.

Volum- andel	Type og kilde	A1, A3 Produksjon		A2 og A4 Distribusjon	B1-B5 Bruk	Karbon- lagring	Sum
		kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³ ferdig produkt
25 %	Tegl	0,29	0	2,68	0	0	2,97
25 %	Kompost	3,57	0	1,61	0	-12,1	-6,96
25 %	Torvjord	0,71	0	0,58	0	0	1,29
25 %	Perlite (gjenbruk)	1,43	0	0,28	0	0	1,70
Transport	A4: 50 km			5,08			5,08
Sum, GWP total		6,00	0	10,2	0	-12,1	4,09
GWP fossil		6,00		10,2			16,2
GWP biogent			0		0	-12,1	-12,1

9.6.3. Oppsummering

Tabell 9-30 og Tabell 9-31 oppsummerer klimaberegningene for jordblandinger til park og spiselige landskap og jordblandinger for grønne tak, med en beregning for lavt klimagassutslipp og høyt klimagassutslipp.

Det er generelt utfordrende å vite hvilken av beregningene for høyt eller lavt klimagassutslipp som er *fasit* og det korrekte tallet som bør brukes. Fasiten ligger antakeligvis et sted midt mellom høyt og lavt utslipp. Men det presiseres av ved å benytte produkter som har lavt utslipp i produksjon, stor grad av gjenbruksprodukter, kort transportavstand og spesifikk dokumentasjon av miljøegenskaper og klimagassutslipp med EPD kan fasiten være nærmere scenario med lavt klimagassutslipp enn scenario med høyt utslipp.

Klimagassutslipp for jordblandinger som vist i Tabell 9-30 og Tabell 9-31 omfatter kun klimagassutslipp for fossilt og biogent karbon fra produksjon, transport og karbonlagring i jordblandningene. Beregningene omfatter **ikke** lagring av karbon i jord og biomasse som vil oppstå når jorden brukes, dvs. opptak fra fotosyntese i biomasse og organisk bundet karbon i jord. Dette vil i stor grad være avhengig av type biomasse, lokale forhold og skjøtsel, se kap. 5 for utfyllende informasjon. Klimagassutslipp fra installasjon (A5) og fremtidig skjøtsel er heller ikke inkludert.

I litteraturstudier om opptak av biogent karbon i fotosynteseprosesser, har vi benyttet opptaksfaktorer som vist i kap. 5. I dette prosjektet benyttes de samme opptaksfaktorene

for både kommersiell jordblanding og sirkulær jordblanding. Dette gir et generelt opptak av biogent karbon i ny mineraljord på **0,18 til 0,41 kg CO₂-ekv/m²/år**, i 20 år.

Opptak og lagring i biomasse er helt avhengig av hva som vokser på jorden og det er derfor ikke mulig å ha et generelt tall for dette.

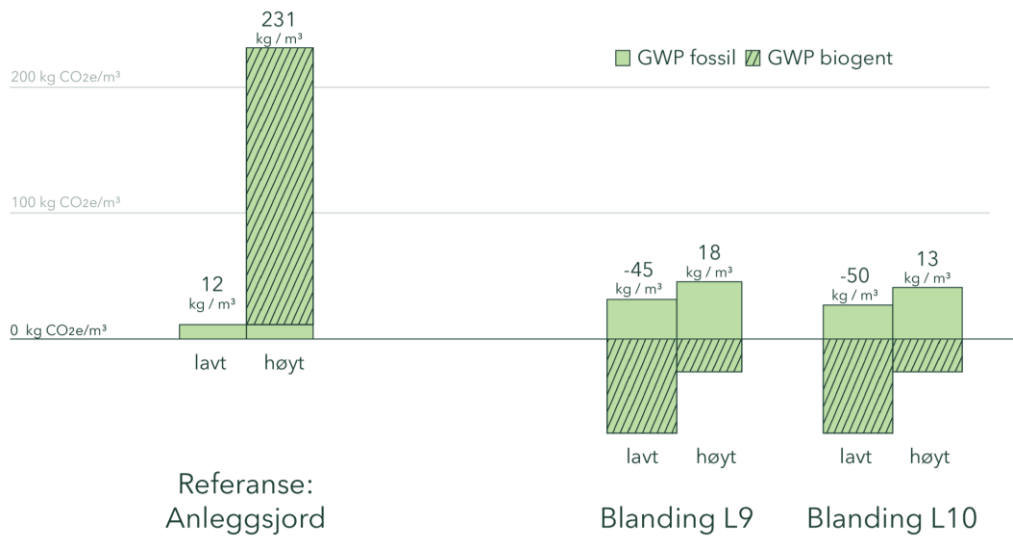
9.6.3.1 Vekstmasser til park og spiselige landskap

Tabell 9-30: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for ulike jordblandinger til park og spiselige landskap

Type og kilde	Lavt klimagassutslipp			Høyt klimagassutslipp		
	GWP fossil	GWP biogent	GWP total	GWP fossil	GWP biogent	GWP total
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
Referanse: anleggsjord	12,2	0	12,2	12,2	219	231
Blanding L9	29,5	-74,7	-45,2	43,6	-26,0	17,6
Blanding L10	25,0	-74,7	-49,7	39,1	-26,0	13,1

Tabell 9-30 oppsummerer klimaberegningene for jordblandinger til park og spiselige landskap. Totale klimagassutslipp (fossile og biogene) er vist i grønne celler. I sum, både for beregninger med lavt og høyt klimagassutslipp er det beregnet at blanding L9 og L10 har et lavere klimagassutslipp enn referanse anleggsjord. Ved å kun se på de fossile utslippene har blanding L9 og L10 et høyere fossilt utslipp enn referanse anleggsjord. Største del av fossile utslipp for L9 og L10 er fra produksjon av biokull og transport av masser. Ved å produsere biokull med lavest mulige fossile utslipp og produsere L9 og L10 i kortest mulig avstand fra brukssted kan fossile utslipp reduseres.

Biogent utslipp er eventuelle utslipp ved fremstilling av kompost (direkte klimagassutslipp fra kompostering) og direkteutslipp til luft under og etter bruk av komposten avhengig av om komposten er stabil når den legges på jorda. For anleggsjord med *høyt utslipp* er biogent utslipp fra uttak og bruk av torv. Karbonlagring er inkludert i GWP biogent og er i stor grad i biokull og noe i kompost.



Figur 9-9: Klimagassutslipp for ulike jordblandinger for til park og spiselige landskap (kg CO₂-ekv/m³ jordblanding)

Oppsummert viser beregninger at jordblanding L9 og L10 har et lavere klimagassutslipp sammenliknet med referansen som er anleggsjord. Frem til spesifikke utslippstall er dokumentert i EPDer anbefales det at det utføres beregninger med lavt og høyt klimagassutslipp for å få frem noe av usikkerheten i beregningene.

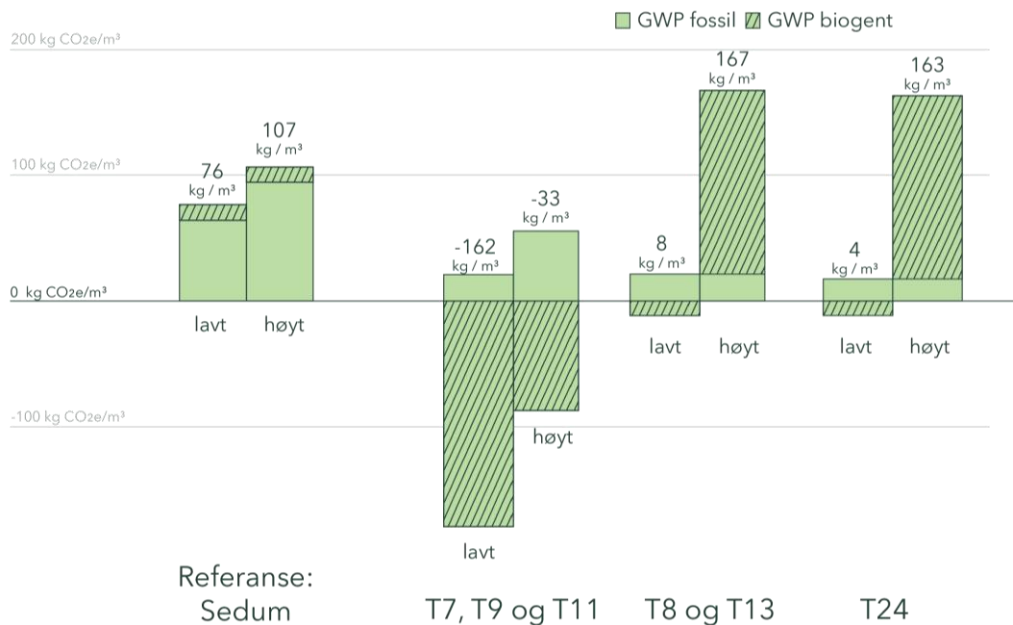
9.6.3.2 Vekstmedier til grønne tak

Tabell 9-31: Klimagassutslipp i kg CO₂-ekv/m³ for ulike jordblandinger for grønne tak

Type og kilde	Lavt klimagassutslipp			Høyt klimagassutslipp		
	GWP fossil	GWP biogen	GWP total	GWP fossil	GWP biogen	GWP total
	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³	kg CO ₂ -ekv fossil/m ³	kg CO ₂ -ekv biogent/m ³	kg CO ₂ -ekv /m ³
Referanse: sedumblanding	63,9	12,4	76,3	94,8	12,4	107
Blanding T9 og T11	19,2	-181	-162	54,4	-87,8	-33,4
Blanding T8 og T13	20,0	-12,1	7,83	20,0	147	167
Blanding T24	16,2	-12,1	4,09	16,2	147	163

Tabell 9-31 oppsummerer klimaberegningene for jordblandinger for grønne tak. Totale klimagassutslipp (fossile og biogene) er vist i grønne celler. For beregninger med lavt klimagassutslipp er det beregnet at alle blandinger T9, T11, T8, T13 og T24 har et lavere klimagassutslipp enn referanse sedumblanding (med samme tykkelse). For beregninger med høyt klimagassutslipp er det beregnet at kun blanding T9 og T11 har et lavere

klimagassutslipp enn referanse sedumblanding (med samme tykkelse), mens T8, T13 og T24 har et høyere klimagassutslipp enn referanse sedumblanding (med samme tykkelse).



Figur 9-10: Klimagassutslipp for ulike jordblandinger for grønne tak (kg CO₂-ekv/m³)

Ved å kun se på de fossile utslippene har alle blandinger T9, T11, T8, T13 og T24 et lavere klimagassutslipp enn referanse sedumblanding. Største del av fossile utslipp er fra produksjon av sedumblanding, biokull, kompost og transport av masser. Ved å produsere biokull med lavest mulige fossile utslipp og produsere blandingene i kortest mulig avstand fra brukssted kan fossile utslipp reduseres. Tykkelse av de ulike jordblandingene vil også være avgjørende for jordblandings klimagassregnskap.

Biogent utslipp er eventuelle utslipp ved fremstilling av kompost (direkte klimagassutslipp fra kompostering) og direkteutslipp til luft under og etter bruk av komposten avhengig av om komposten er stabil når den legges på jorda. Karbonlagring er inkludert i GWP biogent og er i stor grad i biokull og noe i kompost. Bruk av torvjord i blanding T8, T13 og T24 bidrar til høyt utslipp av biogent karbon for disse blandingene.

Oppsummert viser beregninger at alle jordblanding T9, T11, T8, T13 og T24 har et lavere klimagassutslipp sammenliknet med referansen som er sedummiks (ved optimalt scenario), men at det kun er blanding T9 og T11 som har lavere klimagassutslipp sammenliknet med referansen ved konservativt scenario.

Blanding T9 og T11 anbefales som den blandingen med lavest mulig klimagassutslipp sammenliknet med referansen som er sedummiks.

Frem til spesifikke utslippstall er dokumentert i EPDer anbefales det at det utføres beregninger med lavt og høyt klimagassutslipp for å få frem noe av usikkerheten i beregningene.

10. Eksempel på utbyggingsprosjekt

10.1. Innledning

For å illustrere effekten av resultatene fra forskningsprosjektet, er det utviklet et eksempel som viser to ulike scenarier. Case A er dagens praksis, og case B viser effekten av å benytte fremgangsmåte og resultater fra forskningsprosjektet.

10.2. Beregningsgrunnlag og forutsetninger

Beregningene tar utgangspunkt i utslipp fra produksjon og transport (50 km) av materialer og komponenter for de anbefalte jordblandingene (L9, L10, T9, T11). I tillegg beskrives potensiale for opptak og lagring av karbon i materialer, jord og planter.

For landskap på bakkeplan og på tak har vi over en 60-årsperiode lagt til potensiale for lagring og opptak av biogent karbon i jord, trær og busker.

Resultatene benyttes i eksempelet for å vise effekten ved bruk av sirkulære jordblandinger sammenlignet med dagens praksis. Reduksjon av CO₂-utslipp illustreres ved å vise hvor mye nytt areal nybygg besparelsen (A1-A5) utgjør.

Eksempelet tar utgangspunkt i en antatt tomt på 100 daa sentralt i Oslo, hvor jord med 1 m dybde fjernes fra 50 % av arealet. Det er vurdert to ulike alternativer:

- **Case A:** Jordmassene fraktes bort og erstattes av nye masser av type anleggsjord
- **Case B:** En andel av jordmassene beholdes på tomten og berikes med komponenter og blandes tilsvarende jordblanding L9 og L10. Jordmasser som er overskudd og ikke benyttes direkte i L9 og L10 fraktes bort tilsvarende i scenario a⁴².

Det antas at det er behov for like mye graving med gravemaskin i begge caser så energiforbruk i anleggsmaskiner og massehåndtering inkluderes ikke i beregningene. Massetransport til og fra byggeplass er inkludert i beregningene.

Case A: referanseblanding

⁴² Det anbefales at overskuddsmasser lagres og benyttes så nær utbyggingsområdet som mulig.

- Jordmasser ut: 50 000 m³ masser må fjernes, transport 50 km ut
- Nye masser inn: 50 000 m³ anleggsjord fraktes inn, 50 km transport

Case B: sirkulær jordblanding

Beregningsgrunnlag for L9 og L10

- 50 000 m³ jordmasser er tilgjengelig på tomten
- Behov for 50 000 m³ med jordblanding L9 eller L10
- Jordmasser ut: 25 000 m³ til 37 500 m³ masser må fjernes avhengig av L9 eller L10
- Transport 50 km ut
- Opptak i jordliv, bakkeplan 1 meters dybde.
- Flersjiktete plantesamfunn etableres på bakkeplan (trær, busker og stauder), minst 20 arter per 100m².

Beregningsgrunnlag for T9/T11

- Opptak i biomasse/vegetasjon settes lik 0.
- Opptak i jordliv på tak, 40 cm dybde

Forutsetning: Lav skjøtselsgrad, staudesamfunn med minst 20 arter per 100m²

Dette gir følgende behov for ulike materialer:

Tabell 10-1: Oversikt over volum av masser til ulike jordblandinger

Komponenter som er nødvendig for blanding L9 og L10	L9	L10	Enhet
Stedlige masser på tomten:			
Skogsjord (bruker av 50 000 m ³ masser som er tilgjengelig)	12 500	12 500	m ³
B-sjikt (bruker av 50 000 m ³ masser som er tilgjengelig)	12 500	0	m ³
Tilførte masser:			
Kompost	7 500	7 500	m ³
Biokull	5 000	5 000	m ³
0-2 steinmel	12500	12 500	m ³
Tegl 0-2	0	12 500	m ³
Sum	50 000	50 000	m³
Behov for transport av masser ut	25 000	37 500	m³

I jordblandingene L9 og L10 er det behov for skogsjord og B-sjikt. Det forutsettes at jordmasser som er tilgjengelig på området har en kvalitet tilsvarende skogsjord og B-sjikt slik at dette kan benyttes som en del av blanding L9 og L10. For jordblanding L9 og L10 blir det da et overskudd av masser på hhv 25 000 og 37 500 m³. Det antas at dette må fraktes ut 50 km.

Forutsetninger

100 daa tomt
 100 000 m² nybygg
 30 000 m² opparbeides som grøntareal på bakkeplan
 7 500 m² (50%) av takarealene opparbeides som blågrønne tak med 40 cm jorddybde

Karbonlagring fra biokull, kompost og opptak gjennom fotosyntese gjennom jordliv og biomasse er inkludert.



50 000 m³ jordmasser graves opp på tomten, behov for samme mengde jordblanding

50 km transport, jordmasser ut

Case A:

Dagens praksis hvor masser kjøres ut og erstattes med nye



50 000 m³ jordmasser må fjernes

+



50 000 m³ anleggsjord fraktes inn, transport 50 km

+



3 000 m³ kommersielle takblandinger

Case B:

En andel rene masser tilsvarende skogsjord og B-sjikt beholdes på tomten og foredles med ombruksmaterialer

L9



25 000 m³ jordmasser må fjernes

+



12 500 m³ skogsjord beholdes

+



12 500 m³ B-sjikt beholdes

L10



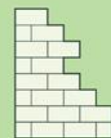
37 500 m³ jordmasser må fjernes

+



12 500 m³ skogsjord beholdes

+



12 500 m³ tegl

Komponenter felles for begge sirkulære saker:

Anleggsjord



7 500 m³ kompost

+



5 000 m³ biokull

+



12 500 m³ steinmel

Takblanding T9/T11



750 m³ kompost

+



750 m³ biokull

+



1 500 m³ tegl

10.3. Resultater klimagassberegninger

Tabell 10-2, Tabell 10-3 og Tabell 10-4 oppsummerer klimaberegninger for case A og B, i tonn CO₂-ekv.

Case A

Transport av masser ut og inn samt produksjon av anleggsjord medfører et klimagassutslipp som vist i Tabell 10-2 på rundt 909 til 11 832 tonn CO₂-ekv, avhengig av beregninger med lavt klimagassutslipp og høyt klimagassutslipp.

Tabell 10-2: Klimagassutslipp fra case A, transport og innkjøpt av ny anleggsjord.

Klimagassutslipp	Lavt klimagassutslipp	Høyt klimagassutslipp	Enhet
Transport ut	396	396	tonn CO ₂ -ekv
Anleggsjord	117	11 040	tonn CO ₂ -ekv
Transport inn	396	396	tonn CO ₂ -ekv
Sum	909	11 832	tonn CO₂-ekv

Case B

Klimagassutslipp for jordblanding L9 og L 10 er vist i Tabell 10-3 og Tabell 10-4. forskjellene mellom blanding L 9 og L 10 er relativt lav, med et noe lavere beregnet utslipp for L9. Det er spesielt innblandet biokull som medfører et stort karbonlager i blandingene.

Tabell 10-3: Klimagassutslipp fra case B, jordblanding L9, transport og innkjøpte mengder for jordblandingen..

Klimagassutslipp	Min	Maks	Enhet
Transport ut	198	198	tonn CO ₂ -ekv
Skogsjord ⁴³	-	-	tonn CO ₂ -ekv
B-sjikt ⁴³	-	-	tonn CO ₂ -ekv
Kompost	-146	1 069	tonn CO ₂ -ekv
Biokull	-3 025	-1 760	tonn CO ₂ -ekv
0-2 steinmel	152	152	tonn CO ₂ -ekv
Transport inn er inkludert over	-	-	tonn CO ₂ -ekv
Sum	-2 821	-342	tonn CO₂-ekv

⁴³ Forutsatt jordmasser som er tilgjengelig på området

Tabell 10-4: Klimagassutslipp fra case B, jordblanding L10, transport og innkjøpte mengder for jordblandingen.

Klimagassutslipp	Min	Maks	Enhet
Transport ut	297	297	tonn CO ₂ -ekv
Skogsjord ⁴³	-	-	tonn CO ₂ -ekv
Tegl 0-2	134	134	tonn CO ₂ -ekv
Kompost	-146	1 069	tonn CO ₂ -ekv
Biokull	-3 025	-1 760	tonn CO ₂ -ekv
0-2 steinmel	152	152	tonn CO ₂ -ekv
Transport inn er inkludert over	-	-	tonn CO ₂ -ekv
Sum	-2 589	-109	tonn CO₂-ekv

Sammenliknet med case A er det beregnet at jordblanding L9 og L10 har et redusert utslipp på anslagsvis mellom 3 500 tonn CO₂-ekv og 12 100 tonn CO₂-ekv.

Tabell 10-5 Oppsummeringstabell for Case A og B, sammen med synliggjøring av differanse i utslipp.

Klimagassutslipp Case A	Lavt klimagassutslipp	Høyt klimagassutslipp	Enhet
Case A	909	11 832	tonn CO ₂ -ekv
Case B - L9	-2 821	-342	tonn CO ₂ -ekv
Case B - L10	-2 589	-109	tonn CO ₂ -ekv
Differanse Case A - Case B L9	3 730	12 174	tonn CO₂-ekv
Differanse Case A - Case B L10	3 498	11 941	tonn CO₂-ekv
Minste mulige differanse: Case A lav - Case B, L10 høy	1 018		tonn CO₂-ekv
Største mulige differanse: Case A høy - Case B, L9 lav	14 653		tonn CO₂-ekv

10.4. Sammenlikning med klimagassutslipp fra bygg

Effekten av redusert klimagassutslipp ved bruk av sirkulære jordblandinger og anbefalt massehåndtering, er vist som et tilsvarende klimagassutslipp for oppføring av et antall kvadratmeter nybygg.

Det er antatt at det bygges 10 bygg av 10 000 m² BTA hver med et fotavtrykk på 1500m², som gir en samlet bygningsmasse på 100 000 m² BTA.

Det er benyttet modellbygg for klimagassutslipp fra materialer for ulike bygningstyper fra *Klimavennlige byggematerialer potensial for utslippskutt og barrierer mot bruk* (Enova 2020) som utgangspunkt for klimaberegninger fra materialbruk.

Modellbyggene er definert som enkle, skoeseformede bygg med materialbruk som er basert på en enkel og nøktern bygningskropp iht. gjeldende forskriftsnivå (TEK17)

Løsninger for modellbyggene er valgt på bakgrunn av følgende hensyn:

- Representere standard byggepraksis i Norge per i dag
- Nøktern bygningsutforming, styrt av tekniske, heller enn estetiske hensyn

Byggene med standard løsning er beregnet som bygg med bæresystem av betong og stål, og med hulldekker av prefabrikkert betong. Byggene med standard løsning kan sees på som referansebygg: *Hva vil utslippene være hvis det ikke stilles noen krav til klimagassutslipp fra materialer?*

For energibruk i drift er det lagt til grunn energibruk som tilfredsstillende rammekrav i TEK 17 for boligblokk (95 kWh/m²) og passivhus (78 kWh/m²). Energiforsyning for varme er i standard bygg løst med 60 % elkjel (virkningsgrad: 0,86) og 40 % panelovner (virkningsgrad: 0,92) og for passivhus 100 % varmepumpe (virkningsgrad: 2,25).

Det er også utført beregninger med lavutslippsbygg, hvor utslippsfaktorer for materialer er satt til et lavt utslipp.

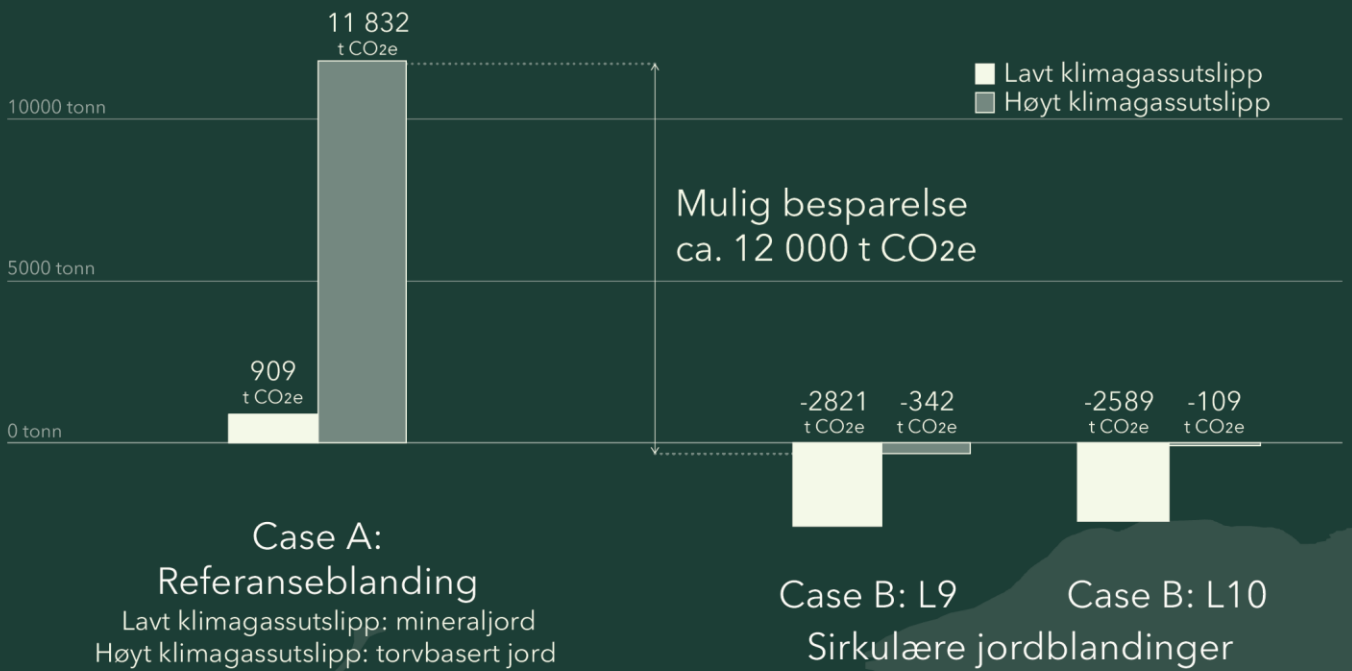
Tabell 10-6: Klimagassutslipp fra forbruk av materialer og energi ved utbygging og drift av 100 000 m² BTA bygg.

Klimagassutslipp	Standard	Lavutslippsmaterialer	Enhet
A1 - A3 - Produksjon av materialer	26 100	15 200	tonn CO ₂ -ekv
A4 - Transport til byggeplass	4 000	2 800	tonn CO ₂ -ekv
A5 - Montering og svinn	1900	1300	tonn CO ₂ -ekv
B4 - B5 - Utskifting av materialer	10 400	6500	tonn CO ₂ -ekv
B6 - Energibruk i drift i 60 år	60 600	31 400	tonn CO ₂ -ekv
Sum, A1-A3, A4, A5	32 000	19 300	tonn CO₂-ekv
Sum, A1-A3, A4, A5, B5, B6	103 000	57 200	tonn CO₂-ekv

Klimagassutslipp fra å bygge 100 000 m² bygg er beregnet å ha et klimagassutslipp på rundt 57 200 til 103 000 tonn CO₂-ekv, samlet for materialer og energi til drift av byggene.

Ved å velge beste praksis for opparbeidelse av landskap, så vil besparelsen i klimagassutslipp tilsvare utbygging av rundt 40 000 - 60 000 m² nybygg (A1-A5).

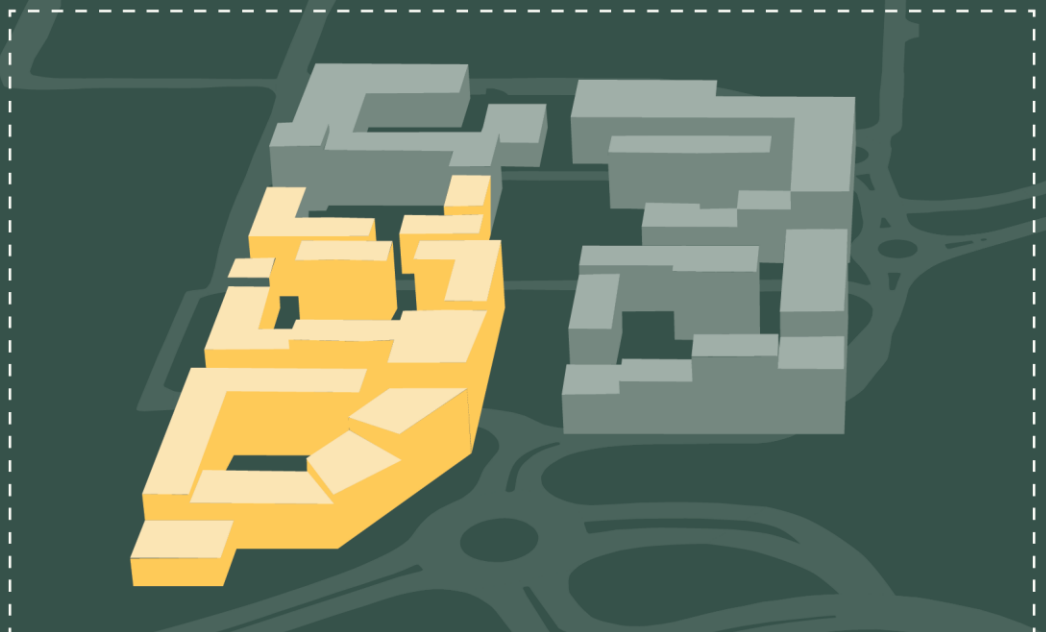
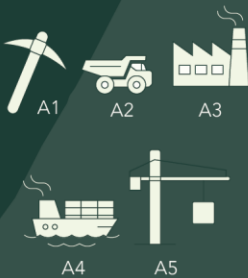
Resultater



Ved å velge beste praksis for opparbeidelse av landskap, vil en reduksjon av klimagassutslipp på 12 000 t CO_{2e} tilsvare materialproduksjon og oppføring av 40.000 - 60.000m² nybygg (A1-A5).

Dette inkluderer:

- A1 - Uttak av råvarer
- A2 - Transport av råvarer
- A3 - Produksjon
- A4 - Transport til byggeplass
- A5 - Arbeid på byggeplass



10.5. Tidsperspektiv

Med utgangspunkt i eksempelet over, vises utviklingen i klimagassregnskap for jordblandingene ved produksjon, samt opptak til jordliv og biomasse etter etablering i Figur 10-1.

Det er lagt til grunn følgende mengde biomasse:

Lavt klimagassutslipp

- 300 trær, medium veksthastighet
 - 50 stor størrelse
 - 150 medium størrelse
 - 100 liten størrelse
- 30 000 m² busker

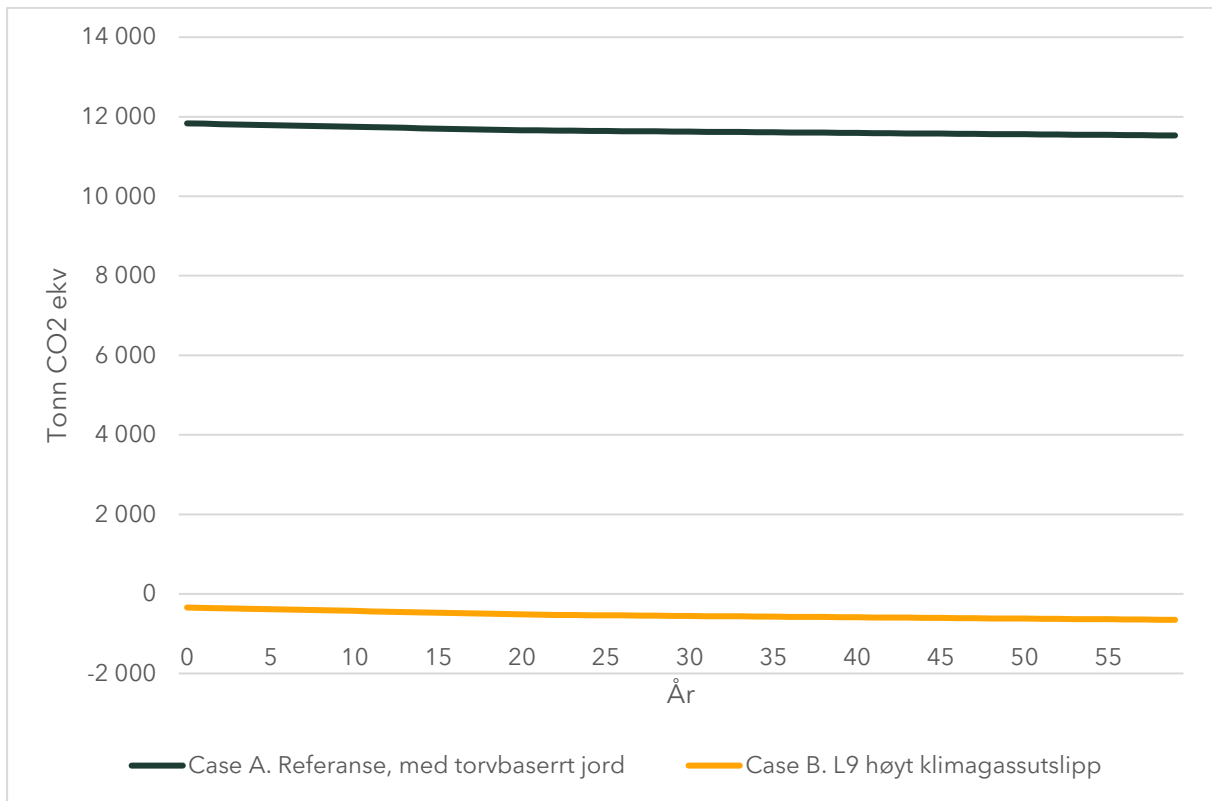
Høyt klimagassutslipp

Antall trær og busker er kuttet med 50 %

- 150 trær , medium veksthastighet
 - 25 stor størrelse
 - 75 medium størrelse
 - 50 liten størrelse
- 15 000 m² busker

Som vist i Figur 10-1, kan aldri de kommersielle torvbaserte jordblandingene bli klimapositive gjennom livsløpet. Best case torvbasert jordblanding har også et betydelig utslipp som ikke vises i grafen, fordi dette utslippet er allokert til utbygger der torven er tatt ut.

Figur 10-1 viser også at sirkulære jordblandinger sammen med plantesamfunn, bidrar til en betydelig klimagassfangst og lagring.



Figur 10-1: Akkumulerte utslipp og opptak i tonn CO₂-ekvivalenter 60 år, for Case A. Referanse, med torvasert jord og Case B. L9 høyt klimagassutslipp

Tabell 10-7

	Landskap (jord) - 50 000 m ³						Tak (jord) - 7 500 m ² takareal, 3 000 m ³ jordblanding						Bygg - 100 000 m ²					
	Produksjon, tonn CO ₂ -ekv	Transport, tonn CO ₂ -ekv	Lagring, tonn CO ₂ -ekv	Opptak til jord (20 år), tonn CO ₂ -ekv	Opptak til biomasse (60 år), tonn CO ₂ -ekv	Delsum landskap, tonn CO ₂ -ekv	Produksjon, tonn CO ₂ -ekv	Transport, tonn CO ₂ -ekv	Lagring, tonn CO ₂ -ekv	Opptak til jord (20 år), tonn CO ₂ -ekv	Opptak til biomasse (60 år)*, tonn CO ₂ -ekv	Delsum tak, tonn CO ₂ -ekv	Materialer, A1-A3, tonn CO ₂ -ekv	Transport til byggeplass A4, tonn CO ₂ -ekv	Gjennomsnittlig byggeplass A5, tonn CO ₂ -ekv	Utskifting av materialer B4 - B5, tonn CO ₂ -ek	Energibruk i drift, B6, tonn CO ₂ -e	Delsum bygg, tonn CO ₂ -ekv
Referanse, med mineraljord	117	792	0			265	227	12	-10			167						
B1, L9 + T9/T11 "Lavt klimagassutslipp"	90	378	-3 290	-246	-398	-3 465	12	45	-542	-62	Ikke inkludert	-546	15 220	2 800	1 299	6 549	31 419	57 287
B2, L10 + T9/T11 "Lavt klimagassutslipp"	103	598	-3 290			-3 232												
Referanse, med torvbaserert jord	11 040	792	0			11 525	227	104	-10			295						
B1, L9 + T9/T12 "Høyt klimagassutslipp"	1 968	378	-2 688	-108	-199	-648	296	45	-441	-27	Ikke inkludert	-127	26 134	4001	1 855	10 426	60 595	103 011
B2, L10 + T9/T12 "Høyt klimagassutslipp"	1 981	598	-2 688			-416												

* Opptak av biogent karbon i biomasse i takjord er på grunn av usikkerhet ikke inkludert i beregninger. Arealene tar opp biogent karbon i biomassen, - se kap 5.4.2 for eksempel på opptak.

11. Markedspotensiale

11.1. Dagens situasjon

Det finnes ingen oversikt over volumet av anleggsjord som årlig produseres i Norge. Det er flere typer anleggsjord på markedet:

- Blandinger av sand og torv (som oftest gjenbrukstorv)
- Blandinger av sand, kompost og torv
- Blandinger av naturlig jord (fra byggeprosjekter), steinmel, kompost og evt. gjenbrukstorv
- Blandinger av steinmel og kompost

Blandinger av sand og torv består utelukkende av næringsfattige og ikke fornybare materialer, og var i mange år den dominerende typen anleggsjord på markedet. I løpet av de siste 20 årene har det vært en betydelig utvikling av kunnskapsgrunnlaget for anleggsjord, og det har blitt utviklet kravspesifikasjoner både i regi av Statens vegvesen (2018) og som norske standarder (NS 2890 (Standard Norge 2003) og NS 3420K, Standard Norge 2022).

Tradisjonelt har anleggsjord basert på masser fra bygge- og anleggsprosjekter hatt et svært dårlig rykte på grunn av varierende kvalitet. Det har vært utfordringer med mange forskjellige forhold:

- Stor frøbank av ugras som vanskeliggjør etablering og skjøtsel av grøntanlegg
- Stor variasjon i egenskaper mellom ulike produksjonsbatcher fra samme produsent
- Liten dokumentasjon på egenskaper til levert jord

Når byggherre krever at det leveres ugrasfri jord, er det i praksis bare blandinger av sand og torv som kan garanteres å være ugrasfri. Blandinger av steinmel og kompost kan være ugrasfri, men disse vil som oftest verken tilfredsstille kravene til Statens vegvesen (2018) eller komme innenfor anbefalingene i NS 3420K for anleggsjord fordi innholdet av knust mineralmateriale er større enn anbefalt.

Ved etableringen av grøntanleggene på den tidligere flyplassen på Fornebu stilte Bærum kommune krav om at den mineralske delen av jorda til grøntanleggene skulle stamme fra området. Det innebar at alle ikke forurensede masser måtte gjenvinnes og nyttes til jordproduksjon og terrengforming (Haraldsen & Pedersen 2001). De stedlige jordmassene hadde en betydelig frøbank, til dels med invasive fremmedarter, og det ble lagt mye

innsats i å hindre etablering av uønskede arter. Med bruk av jorddekkematerialer oppnådde en i stor grad å få kontroll på ugras og fremmedarter i områdene der slike materialer ble benyttet (Haraldsen 2004), mens områder med langgraseng og blomstereng krevde omfattende slått og skjøtsel for å få kontroll på spredningen av fremmedartene. Ut fra forskrift om fremmedarter og kommunale tiltaksplaner for bekjempelse av fremmedarter, er det usikkert om en i dag ville kunne gjennomført det omfattende grøntanleggsprosjektet på Fornebu med så omfattende bruk av gjenbruksmasser som det ble gjort.

Spørsmålet om bruk av torv i anleggsjord er, som nevnt innledningsvis i denne rapporten, først og fremst utnyttelse av en ressurs som uansett vil føre til utslipp av klimagasser ettersom dette materiale er overskudd fra bygge- og anleggsprosjekter. Det finnes ingen oversikt over mengden torv som graves opp i forbindelse med bygge- og anleggsprosjekter i Norge, men det er et økende fokus på dette bl.a. fra media (jfr. Honningsøy et al. 2020). Slik torva ligger i myrene, er den i hovedsak helt vannmettet og porevolumet på mer enn 90 % utgjøres av vann. Det krever svært grundige undersøkelser for å bestemme hvor mye torvmasser (tørrestoff) som faktisk finnes i myrene, ettersom det varierer mye etter opphavsmateriale og omdanningsgrad i torvlagene nedover i myra.

Myndighetene har i lengre tid arbeidet med utfasing av torv i dyrkingsmedier, men dette arbeidet forutsetter at det kan lages tilstrekkelig gode torvfrie alternativer. Det er en god del torvreduserte dyrkingsmedier på markedet med gode egenskaper, men så langt er det få torvfrie alternativer som når opp i forhold til de torvreduserte alternativene. Som nevnt tidligere i denne rapporten gjelder det produktgruppen blandede dyrkingsmedier (Miljødirektoratet 2020). Dette er lite relevant i forhold til problemstillingene som tas opp i denne rapporten.

11.2. Produksjonsmuligheter

Det er mulig å lage anleggsjord som tilfredsstillende kravene til Statens vegvesen (2018) og NS 3420K basert på gjenbruksmaterialer, men det krever betydelig kompetanse av produsent for å etterleve alle krav som stilles. Som det fremgår av rapporten utgitt av Miljødirektoratet (2021) har ikke myndighetens fokus vært å legge til rette for gjenvinning og gjenbruk av ikke forurensede masser, og utnyttelse av slike masser har derfor i liten grad vært vurdert i forhold til klimagassutslipp og ressursbruk.

Vi er ikke kjent med at det er foretatt studier av bruk av produkter som består av avfallsfraksjoner fra byggeindustrien, gjenbruksjord og organiske avfallsfraksjoner (kompost, biokull) i forhold til rikt jordliv. Erfaringene fra Fornebu viste at det raskt ble

etablert *Rhizobium* knoller på røtter av kløver og andre belgvekster og at *Frankia sp.* bidro til at svartor (*Alnus glutinosa*) etablerte seg med god vekst. En har praktisk erfaring med at det tar lengre tid å få i gang slike symbioseforhold ved bruk av anleggsjord av sand og torv, sand og kompost eller steinmel og kompost.

Sirkulære jordblandinger kan produseres av bedrifter som har et område regulert for slik virksomhet, dvs. gjenvinning og foredling av masser. Ved produksjon av anleggsjord som inneholder organisk avfall eller annet materiale som regnes som avfall, skal produktet deklarerer i henhold til NS 2890 og registreres hos Mattilsynet. Som nevnt i kap. 6.1, viste det seg nødvendig å få registrert knust tegl som produkt hos Mattilsynet og det kan bli en interessant øvelse i forhold til gjeldende regelverk å få registrert og godkjent en del av jordblandingene som er utviklet i dette prosjektet. Det er få aktører i markedet som opererer innen produksjon av sirkulære jordblandinger. Dette skyldes blant annet høye investeringskostnader knyttet til renseanlegg, men også relativt høye krav til kunnskap knyttet til jordkvaliteter og plantevitenskap. Dette kommer i tillegg til krav om regulering til denne typen virksomhet.

I den grad det er et mål eller ønske om å lage jordblandinger på selve anleggsplassene så er det viktig å fremheve at det kreves omfattende erfaring knyttet til håndtering av masser for å holde kontaminerte masser under kontroll, samt kunnskap om blandingsforhold og hvordan fraksjoner skal blandes på en anleggsplass. Både kontroll med kontaminerte masser og behov for betydelige områder til å mellomlagre fraksjoner gjør produksjon av sirkulære jordmasser på anleggsplass til en omfattende prosess. I byer og tettbygde strøk kan dermed arealknapphet være en reell utfordring med hensyn til jordproduksjon in situ.

11.2.1. Tilgang på innsatsvarer

Interessen for biokull i Norge er økende. I en nylig publisert rapport av Nibio (Nibio 2021) omtales markedet for biokull i Norge som lite utviklet. Det er en del usikkerhet knyttet til hvem sluttbrukerne er og hva som er/ vil bli markedsprisen. Dette angår de ulike sluttbrukernes betalingsvillighet og hvilke mengder markedet vil etterspørre. Produsentene som ble intervjuet i tilknytning til studien viser at ingen ser for seg en pris på under kr 5000 per tonn, noe som er betydelig lavere enn dagens priser.

Tegl som innsatsvare i sirkulær jord kommer fra rensed og videreforedlet tegl fra riveprosjekter. Østfold Gress er per dags dato den eneste aktøren i Norge, som tar imot brukt tegl fra riveentreprenører for rensing og videreforedling. Per dags dato selges ikke den rensede teglen videre. Teglen inngår i Østfold Gress' egne sirkulære jordblandinger.

Det antas, etter samtaler med aktører i bransjen, at det per dags dato er større etterspørsel etter tegl fra riveanlegg enn det markedet kan levere. Med mindre tilbudet dekkes av nasjonale eller internasjonale leverandører vil økt etterspørsel kunne presse prisene oppover i fremtiden.

Det finnes per dags dato mange leverandører av kompost av renhetsklasser 0 og 1 og det er trolig ingen utfordringer med leveransen av dette. Oslokompost er benyttet til jordblandingen i dette prosjektet.

11.3. Kommersialisering

For å få et bilde av mulighetene knyttet til kommersialisering av sirkulære jordblandinger er det laget en forenklet beregning på kostnadene forbundet med en potensiell utsalgspris av jordblanding L9 og L10 som er de jordblandingen det er konkludert med er mest aktuelle for bruk i landskap. Forskjellen mellom jordblandingen ligger i innholdet av B-sjikt/tegl. Jordblanding L9 bruker B-sjikt, mens jordblanding L10 bruker tegl. For øvrig er de andre fraksjonene like. Det er benyttet anleggsjord fra Drøbakveien som referanse/ sammenligningsenhet. Forutsetninger og egenskaper knyttet til fraksjonene som inngår i jordblandingen samt deres vekt er beskrevet i kapittel 6 og 9.

Forsøksblanding L9 har en basis av 25 % sur skogsjord, 25 % B-sjikt, 25 % steinmel 0-2 fra Drøbakveien, 10 % biokull og 15 % Oslokompost.

Forsøksblanding L10 har en basis av 25 % sur skogsjord, 25 % tegl, 25 % steinmel 0-2 fra Drøbakveien, 10 % biokull og 15 % Oslokompost

Beregninger av kostnadene til kjøp av referansejord og jordblanding L9 og L10 er knyttet til mengder presentert i case i kapittel 9.7. Caset tar utgangspunkt i en tenkt tomt på 100 daa som trenger tilførsel av ny jord. I referansesituasjonen (case a) fjernes 1 meter jord fra 50 % av arealet som deretter kjøres ut for deponering eller videreføring. Deretter fylles tomta med nye masser som transporteres inn. I sammenligningsalternativet (case b) fjernes en lavere andel av massene da deler av stedlige masser brukes som innsatsvare i en sirkulær jordblanding. I case b-L9 erstattes behovet for skogsjord og B-sjikt med stedlige masser. En forutsetning i denne beregningen er at de stedlige massene inneholder kvaliteter tilsvarende de skogsjord og B-sjikt har. I case b-L10 erstattes kun behovet for skogsjord med stedlige masser. Som i case b-L9 forutsettes det at de stedlige massene har samme kvalitet som skogsjord og B-sjikt.

Felles for begge case er antagelsen om at overskuddsmassene sendes aktører som tar imot denne typen produkt for rensing og videreføring. Mottaket av slike

overskuddsmasser har en kostnad for den entreprenøren som har behov for uttransportering av masser.

11.3.1. Priser

Priser er innhentet fra ulike leverandører av jord og øvrige fraksjoner som inngår i jordblandingene. Renset og videreførdet tegl uten mørtler (for å få ut miljøgifter) er som nevnt over ikke omsatt kommersielt i dag. Prisen på tegl er satt skjønnsmessig av Østfold Gress, og er satt med utgangspunkt i prisene på Leca. Det er følgelig stor usikkerhet knyttet til en slik pris fordi den per dags dato ikke selges kommersielt som enkeltprodukt. Prisen på biokull er per dags dato høy, men det antas at prisen på sikt vil reduseres, kanskje så mye som 40 prosent⁴⁴.

Kostnader til frakt er ikke medtatt i Tabell 11-1 under. Fraktkostnader avhenger av transportlengder, dvs. hvor massene hentes fra og hvor de skal. Mer informasjon om transportlengder knyttet til de to casene finnes i kapittel 9.

Tabell 11-1: Beregning av kostnader knyttet til case a og b

Fraksjon	Case a			Case b L9/L10		
	Mengde	Pris kr/tonn	Millioner kr	Mengde	Pris kr/tonn	Millioner kr
Kjøp av anleggsjord	67 500 tonn	300 kr/tonn	20,25			
Avhending overskuddsmasser av anleggsjord	67 500 tonn	115 kr/tonn	7,8	L9: 33 750 tonn L10: 50 625 tonn	115 kr/tonn	L9: 3,8 L10: 5,8
Kjøp av sur skogsjord/myrjord				-	-	-
B-sjikt				-	-	-
Steinmel				21 250 tonn	115 kr/ tonn	2,44
Tegl				L10: 12 500 tonn	L10: 625 kr/tonn	7,8
biokull				1500 tonn	11000 kr/tonn	16,5
Oslo- kompost				5250 tonn	290 kr/tonn	1,5
SUM			28			L9: 24,3 L10: 34,1

Resultatene i Tabell 11-1 viser hvordan prisene i referansecaset skiller seg fra caset der innkjøp av ny anleggsjord erstattes med lokal produksjon av sirkulære jordblandinger. I

⁴⁴ I henhold til samtaler med produsent Oplandske Bioenergi.

begge tilfeller må masser fjernes fra anleggsplassen og deponeres. Kostnaden forbudet med deponering er ikke ubetydelig og er følgelig høyere i referansecaset der vi deponerer 50 % av massene fra anleggsplassen. I case b med jordblanding L9 er behovet for å deponere masser minst fordi en større andel av de stedlige massene benyttes in situ som innsatsvare i den sirkulære jordblandinga. I case b med blanding L9 antar vi at både skogsjord og B-sjikt kan erstattes av stedlige masser. I case b med blanding L10 antar vi at skogsjord erstattes med stedlige masser.

Jordblanding L9 kommer bedre ut kostnadmessig enn referansesituasjonen i case a, mens kostnadene forbundet med produksjon av L10 ligger tilsvarende høyere enn referansecaset. Bruk av stedlige masser med god nok kvalitet medfører et mindre behov for innkjøp av masser/ fraksjoner og senker kostnadene betydelig. Økt bruk av stedlige masser medfører også et lavere behov for utkjøring og deponering av masser.

Lønnsomheten til de sirkulære jordblandingene avhenger i stor grad av at innsatsvarene som må tilføres utenfra ikke overstiger prisen på innkjøp av ny anleggsjord, slik som i case a. Lønnsomheten til de sirkulære jordblandingene avhenger i dag i stor grad av prisen på biokull. Skulle prisen på biokull halveres vil de sirkulære jordblandingene bli betydelig rimeligere.

Beregningene over er for øvrig også følsomme for prisendringer på andre innsatsvarer samt massevolum. Dette gir usikkerhet med tanke på fremtidig prisnivå. Beregningene har som forutsetning at skogsjord og B-sjikt kan erstattes med lokal anleggsjord.

11.4. Andre kostnader og gevinster

Det finnes en lang rekke andre kostnader og gevinster knyttet til de to casene som ikke er prissatt. Som nevnt er det langt mer arbeids- og kapitalintensivt å blande jord på selve anleggsplassen. Kostnader forbundet med dette er ikke medtatt i regnestykket over da behov for personell, maskiner, areal mm. vil avhenge av blant annet total mengde jord som skal produseres, hvor den skal produseres osv. Bransjekilder bekrefter at denne typen produksjon kan være langt mer kostbar enn å produsere jord på et anlegg som er regulert til denne typen aktivitet; for å siden frakte den ferdige jorda til anleggsplassen.

En lang rekke kostnader er ikke rene bedriftsøkonomiske kostnader og vil således trolig ikke påvirke private aktørers valg knyttet til produksjon og/ bruk av sirkulære jordblandinger i anleggsprosjekter.

Hvis byggherre er staten eller en annen offentlig aktør vil det kunne stilles krav om at andre samfunnsmessige kostnader og gevinster belyses. Klimagassutslipp og samfunnsmessige kostnader av dette er en av de virkningene som det stilles krav om at

bør medtas i utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser av statlige tiltak.

Finansdepartementet har fastsatt prisbaner for klimagassutslipp som skal brukes i samfunnsøkonomiske analyser i offentlig regi (Finansdepartementet 2021). Prisene på klimagassutslipp avhenger av hvorvidt utslipp skjer i kvotepliktig eller ikke-kvotepliktig sektor. Utslipp og opptak fra skog- og arealbruk er en egen kategori og behandles lik kvotepliktig utslipp (unntatt luftfart og petroleum). Prisene endres over tid. For utslipp og opptak fra skog- og arealbruk starter prisen på 614 kr/tonn i 2022 (ibid.) og det er denne prisen som er benyttet i beregningene under.

Tabell 11-2 viser kostnadene på klimagassutslipp fra utslipp og opptak fra skog- og arealbruk knyttet til de to casene. Andre klimagassutslipp forbundet med transport inn og ut av anleggsplass er ikke medtatt da prisen på drivstoff allerede er kostnadsjustert med utgangspunkt i utslippene drivstoffet avgir. Det ville medføre dobbelttelling om kostnaden på utslippene fra transport ble regnet med inn her.

Tabellen viser utslipp i to scenarioer; ett med lavt anslag på utslipp og ett med høyt anslag av utslipp. Kostnadene er relativt sett lave sammenlignet med kostnadene i tabell 10-1, men det er verdt å merke seg at begge de to sirkulære jordblandingene bidrar med opptak av biogent karbon. Dette bidrar til å redusere kostnadene knyttet til både jordblandingene L9 og L10 i case B. Mer inngående om beregningen av klimagassutslippene finnes i kapittel 9.

Kostnader forbundet med klimagassutslipp endrer ikke rangeringen mellom case a og case b som fremkommer av Tabell 11-1.

Tabell 11-2: Prising av klimagassutslipp

Type og kilde	Lav		Høy	
	Biogent karbon kg CO ₂ -ekv /m ³	Kostnad kr	Biogent karbon kg CO ₂ -ekv /m ³	Kostnad kr
Referanse: anleggsjord	0	0	219	13 447
Blanding L9	-74,7	- 4316	- 26	- 1596
Blanding L10	-74,7	- 4316	- 26	- 1596

12. Risikomomenter

Materialtilgang: Tegl er omtalt som et materiale det er knyttet usikkerhet til, både når det gjelder tilbud og etterspørselen. Per dags dato virker markedet å være lite utviklet, men det er sannsynlig at økt fokus på sirkularitet vil påvirke etterspørselen og prisen på sikt.

Kvalitet på materialer: Det er avgjørende at materialene er kvalitetssikret med tanke på forurensning og ønskede egenskaper. Jordblandingene må utvikles i henhold til gjeldende regelverk.

Kvalitet på ferdig jordblanding: For å sikre kvalitet på de fremtidige jordblandingene, bør man ha en tredjepartsvurdering som sikrer at kvaliteten er i samsvar med anbefalinger gitt i denne rapporten. Det bør utvikles miljødeklarasjoner (EPD) på alle materialer som benyttes, og et klimagassregnskap for den ferdige jordblandingen.

Vekt: Vekt skal dokumenteres kg/m³ både i tørr og fullstendig vannmettet tilstand for jordblandingene.

Testperiode: Jordblandingene er testet innenfor en 6 måneders periode i sommerhalvåret. Resultatene er gode, men det er ønskelig å forske mer på langtidseffektene på jordblandingene med tanke på jordstruktur og kjemi.

Mellomlagring og produksjon: En annen utfordring kan være muligheter for mellomlagring og lokal produksjon på grunn av arealknapphet, støy- og støvkrav. For å redusere transportbehovet, er det avgjørende å sikre optimale utbyggingsfaser med områder for mellomlagring.

Marked: Det er usikkerhet knyttet til prisene på noen av materialene i de sirkulære jordblandingene. Som beskrevet i Nibios rapport om biokull (Nibio 2021) er det usikkerhet knyttet til hvem som er/vil bli brukerne, omfanget av etterspørselen samt hvilken pris brukerne er villige til å betale. Økt konkurranse kan bidra til økt nyskaping og innovasjon innen sirkulærøkonomien.

13. Konklusjon

Resultater fra forskningsprosjektet viser at det er mulig å utvikle velfungerende sirkulære jordblandinger som vil ha en positiv miljøpåvirkning i motsetning til dagens standardløsninger.

13.1. Anbefalt materialsammensetning for sirkulære jordblandinger

13.1.1. Anbefalte løsninger for park og spiselig landskap

Til park og spiselige landskap har vi utviklet to oppskrifter for anleggsjord med egenskaper tilsvarende kommersielt tilgjengelig god anleggsjord. I forsøket ga blandinger basert på A sjiktet fra en skogsjord med moldholdig lettleire (25 %), steinmel 0 - 2 mm (25 %), biokull (10 %) og Oslokompost (15 %) minst like gode resultater som referansejorda uavhengig av om de i tillegg var blandet med 25 % lettleire fra B-sjiktet eller fin tegl (blandinger oppgitt som volumprosent før blanding). Det vil altså være godt mulig å bruke en sirkulær jordblanding i anlegg, enten kjøpt inn eller delvis blandet på stedet hvis de lokale massene har gode egenskaper. Jordblandingen dokumenteres med analyser av kjemisk innhold og egenskaper, totalt organisk karbon, C/N forhold og kornfordeling.

13.1.2. Anbefalte løsninger for tak

Etter omfattende utprøving endte vi opp med blandinger til grønne tak basert på knust tegl med en betydelig innblanding av organisk materiale. For å lykkes med dette er en avhengig av at organiske komponenter i kvalitetsklasse 0 som anleggstorv og rent biokull, brukes sammen med hage-park kompost i klasse 1. Etter en samlet vurdering av mangelsymptomer, pH, vannlagringsevne, synking av overflaten, vannledningsevne, effekter på vekst og tørkeeffekter var det fire blandinger som skilte seg ut og gjennomgående var bedre enn referanseblandingen (Tabell 8-9, med unntak av blanding 24). Blandinger med noe fin tegl ga de beste vekstforholdene og god overlevelse under tørke, men hadde lav vannledningsevne. Et kompromiss er derfor en blanding med 25 % fin tegl 0-2, 25 % tegl 2-4, 25 % Oslokompost og 25 % anleggstorv (alle andeler som volumprosent). I tilfeller der en balanserer på grensen for lastkravene vil en blanding uten fin tegl være et alternativ, som 50 % tegl 2-4, 25 % Oslokompost og 25 % biokull. For å redusere usikkerhet, bør en lettvektskomponent brukes til å tynne ut blandingene noe. Vekstmedier med mer dybde ga som ventet vesentlig bedre overlevelse og vekstmassene kan tynnes ut med lettvektsmaterialer for å gi høyere vekstlag uten særlig økning av last.

Dette siste punktet kan kun anbefales for oppbygninger fra 20 cm og oppover. For oppbygninger på 30 cm og over bør en redusere innholdet av organisk materiale i de nederste delene. Blandingene ble testet for en rekke plantearter og anbefalingene her vil fungere godt både for en grunnlendt løsning og en mer grasbasert engløsning. Engløsningen trenger da noe mer tykkelse på vekstlaget for å fungere godt også i tørrere perioder. Blandinger til tak dokumenteres med informasjon om utgangsmaterialer, blandingsforhold, kjemisk innhold og egenskaper, og fysiske egenskaper etter retningslinjer i FFL (2018). Kjemiske egenskaper til komponentene dokumenteres med analyser, der det kan være fare for forurensing.

13.2. Klimagassresultater

I klimagassberegningene er det regnet på ulike scenarier, hvor betegnelsen «Lav» er brukt for optimale forutsetninger, mens «høy» er det mest konservative anslaget. I praksis vil de fleste sirkulære jordblandinger havne et sted imellom lav og høy.

Dette vil uansett være en stor forbedring sammenlignet med jordblandinger som benyttes som referanse.

Tabell 13-1 Resultat av jordblandinger på bakkeplan

Jordblandinger for bakkeplan								
	Klimagassutslipp		Blandingsforhold komponenter					
	Lavt klimagassutslipp [kg CO ₂ -ekv /m ³]	Høyt klimagassutslipp [kg CO ₂ -ekv /m ³]	skogsjord	B-sjikt	tegl 0-2	0-2 steinmel D	biokull K	kompost
Referanse	12,2	231	-	-	-	-	-	-
L9	-45,2	17,6	25 %	25 %		25 %	10 %	15 %
L10	-49,7	13,1	25 %	-	25 %	25 %	10 %	15 %

Jordblandinger for bakkeplan vil ved en optimalisering av komponenter, være klimapositive, se grunnlag i kap. 9.

Tabell 13-2 Resultat av takblandinger

Jordblandinger for tak						
	Klimagassutslipp		Blandingsforhold komponenter			
	Lavt klimagassutslipp [kg CO ₂ -ekv /m ³]	Høyt klimagassutslipp [kg CO ₂ -ekv /m ³]	tegl 0-2	tegl 2-4	Kompost	biokull K
Referanse	76,3	107	-	-	-	-
T9	-162	-34,4		50 %	25 %	25 %
T11	-162	-34,4	25 %	25 %	25 %	25 %

Jordblandingene for tak vil ved en optimalisering av komponenter, være klimapositive, se grunnlag i kap. 9.

Klimagassutslipp for jordblandinger som vist i kap. Tabell 13-2 omfatter kun klimagassutslipp for fossilt og biogent karbon fra produksjon, transport og karbonlagring i jordblandingene. Beregningene omfatter **ikke** lagring av karbon i jord og biomasse som vil oppstå når jorden brukes, dvs. opptak fra fotosyntese i biomasse og organisk bundet karbon i jord. Dette vil i stor grad være avhengig av type biomasse, lokale forhold og skjøtsel, se kap. 5 for utfyllende informasjon.

Det har ikke vært mulig å komme frem til en forskjell i opptak og lagring av biogent karbon i jord og biomasse mellom de ulike jordblandingene, da tallgrunnlaget er for usikkert for å fastsette en forskjell. For å fastsette spesifikke verdier for opptak av biogent karbon kreves det mer detaljerte studier.

13.3. Økonomi

Våre beregninger viser at det sannsynligvis vil være økonomisk gunstig å produsere og benytte de sirkulære jordblandingene.

14. Referanser

Amundson, Ronald and Leopold Biardeau 2018: Soil carbon sequestration is an elusive climate mitigation tool. *PNAS* 115:46

<https://www.pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.1815901115>

Bioforsk 2009, Karbon i jord - hvordan er prosessene og hvordan kan vi øke opptaket?

https://www.regjeringen.no/globalassets/upload/lmd/kampanje_landbruk_og_klima/vedlegg/karbon_i_jord_hvordan_er_prosessene_og_hvordan_kan_vi_oke_opptaket.pdf

Brod, E. & Haraldsen, T.K. 2017. Miljøvennlige jordblandinger - klima, resirkulering og bruksområder. NIBIO Rapport 3(151) | Miljødirektoratet M-901/2017, 39 s.

Cao CTN, Farrell C, Kristiansen PE, Rayner JP. 2014. Biochar makes green roof substrates lighter and improves water supply to plants. *Ecological Engineering* 71:368-374,

Chen, H.; Du, X.; Lai, M.; Nazhafati, M.; Li, C.; Qi, W. 2021. Biochar Improves Sustainability of Green Roofs via Regulate of Soil Microbial Communities. *Agriculture* 11: 620.

<https://doi.org/10.3390/agriculture11070620>

Cong, Wenfeng, Jasper van Ruijven, Liesje Mommer, G.B. De Deyn, Frank Berendse and Ellis Hofland, 2014: Plant species richness promotes soil carbon and nitrogen stocks in grasslands without legumes. *Journal of Ecology* 102:5

https://www.researchgate.net/publication/264777917_Plant_species_richness_promotes_soil_carbon_and_nitrogen_stocks_in_grasslands_without_legumes

Crawford, Martin 2010: *Creating a Forest Garden: Working with Nature to Grow Edible Crops*. Green Books.

DeLonge, Marcia S., Rebecca Ryals and Whendee L. Silver 2013: A Lifecycle Model to Evaluate Carbon Sequestration Potential and Greenhouse Gas Dynamics of Managed Grasslands. *Ecosystems* 16: 962-979

Dietrich, M., Fongen, M. & Føreid, B. 2021. Anaerobic digestion affecting nitrous oxide and methane emissions from the composting process. *Bioresource Technology Reports* 15, 100752, <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100752> [09.03.2022]

EBC (2020), Certification of the carbon sink potential of biochar, Ithaka Institute, Arbaz, Switzerland. (<http://European-biochar.org>). Version 2.1E of 1st February 2021.

https://www.european-biochar.org/media/doc/26/c_en_sink-value_2-1.pdf

Enova, 2020, Klimavennlige byggematerialer potensial for utslippskutt og barrierer mot bruk, <https://www.enova.no/bedrift/bygg-og-eiendom/tema/klimavennlige-byggematerialer/>

Eyde Biocarbon 2015. Livsløpsvurdering av løsninger for biokull i industrien - «NCE EYDE - lifecycle»

Finansdepartementet. 2021 Karbonprisbaner for bruk i samfunnsøkonomiske analyser. <https://www.regjeringen.no/no/tema/okonomi-og-budsjett/statlig-okonomistyring/karbonprisbaner-for-bruk-i-samfunnsokonomiske-analyser/id2878113/> [09.11.2022]

FFL-Landscape development and Landscaping Research Society e.V. 2018. Green Roof Guidelines - Guidelines for the planning, construction and maintenance of green roofs. 6th edition, Bonn

FutureBuilt 2022, *FutureBuilt ZERO-L kriterier for klimagassberegninger landskap* 09.09.22

Garnett, Tara, Cécile Godde, Adrian Muller, Elin Rööös, Pete Smith, Imke de Boer, Erasmus zu Ermgassen, Mario Herrero, Corina van Middelaar, Christian Schader and Hannah van Zanten, 2017: *Grazed and confused? Ruminating on cattle, grazing systems, methane, nitrous oxide, the soil carbon sequestration question - and what it all means for greenhouse gas emissions*. Food Climate Research Network

https://tabledebates.org/sites/default/files/2020-10/fcrn_gnc_report.pdf

Getter Kristin L, D. Bradley Rowe, G. Philip Robertson, Bert M. Cragg and Jeffrey A. Andresen, 2009: Carbon Sequestration Potential of Extensive Green Roofs. *Environmental Science & Technology* 43:19

Ghabbour [Elham A.](#), [Geoffrey Davies](#), [Tracy Misiewicz](#), [Reem A. Alami](#), [Erin M. Askounis](#), [Nicholas P. Cuzzo](#), [Alexia J. Filice](#), [Jennifer M. Haskell](#), [Andy K. Moy](#), [Alexandra C. Roach](#) and [Jessica Shade](#) 2017: National Comparison of the Total and Sequestered Organic Matter Contents of Conventional and Organic Farm Soils. *Advances in Agronomy* 46.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0065211317300676?via%3DiHub>

Graceson A, Hare M, Hall N, Monaghan J. 2014. Use of inorganic substrates and composted green waste in growing media for green roofs. *Biosystems Engineering* 124: 1-7

Hartman, Melanie D., William J. Parton, Marcia S. DeLonge and Whendee L. Silver 2015: Long-Term Climate Change Mitigation Potential with Organic Matter Management on Grasslands. *Ecological Applications* 25 (2) pp. 531-545

Institute for Carbon Removal Law and Policy 2018: Carbon Removal Fact Sheet.

https://www.american.edu/sis/centers/carbon-removal/upload/icrlp_fact_sheet_soil_carbon_biochar_181006.pdf Sist vitja 14.11.22

Klima- og miljødepartementet 2004. Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften) https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/*#* [21.01.2022]

Haraldsen, T.K. & Krogstad, T. 2017. Anleggsjord - produsert for bruk i grøntanlegg. *Park & anlegg* 16(1): 14-17.

Haraldsen, T.K. & Krogstad, T. 2018. Jord til grøntanlegg - sammensetning, egenskaper og vekstenes vitalitet. Temahefte park & anlegg, Norges gartnerforbund. 52 s.

Haraldsen, T.K. 2004. Miljøvirkninger av ulike jorddekkematerialer på Storøya, Fornebu. *Jordforsk rapport* 95/04. 26 s.

Haraldsen, T.K. 2021. Utbygging på Hagejordet i Lillehammer. Undersøkelser av jordegenskaper og plan for reetablering av jordbruksareal. NIBIO Rapport 7(171), <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2828093> [2022.11.04]

Haraldsen, T.K., Barneveld, R. 2022. Etablering av jordbruksareal ved terrengregulering med masseuttak nordvest for Riisplass, Ås. NIBIO Rapport 8(27), <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2979998> [2022.11.04]

Haraldsen, T.K., Pedersen, P.A. 2001. Fra flyplass til grønne parker. Håndbok for massehåndtering på Fornebu. *Jordforsk rapport* 57/01. 16 s.

Honningsøy, K.H., Solvang, T.M., Antonsen, T.A., Jansson, H.K. & Digernes-Nordström, J. /2020. Klimabombene ingen tenkte på. <https://www.nrk.no/norge/xl/klimabombene-ingen-tenkte-pa-1.15217036#intro-authors--expand> [10.03.2022]

Jauni, M., Kuoppamäki, K., Hagner, M., Prass, M., Suonio, T., Fransson, A-M. & Lehvävirta, S. 2020. Alkaline habitat for vegetated roofs? Ecosystem dynamics in a vegetated roof with crushed concrete-based substrate. *Ecological Engineering* 157, 106970. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105970>

Kammann CI, Schmidt H-P, Messerschmidt N, Linsel S, Steffens D, Müller C, Koyro H-W, Conte P, Joseph S. 2015. Plant growth improvement mediated by nitrate capture in cocomposted biochar. *Scientific Reports* 5:11080. DOI: 10.1038/srep11080

Lawrence Livermore National Laboratory 2022: *Dead or alive: Microorganisms in soil shape the global carbon cycle.*

https://phys.org/news/2022-03-dead-alive-microorganisms-soil-global.amp?fbclid=IwAR1MsvmsnJjLUyvweoUK6bdc8y2GOMhT_8rIr-juOBJCJOngz6HerotZGUw Sist vitja 14.11.22

[Lefebvre, Daniel, Adrian Williams, Jeroen Meersmans, Guy J. D. Kirk, Saran Sohi, Pietro Goglio and Pete Smith, 2020: Modelling the potential for soil carbon sequestration using biochar from sugarcane residues in Brazil. *Scientific Reports.*](#)

<https://www.nature.com/articles/s41598-020-76470-y>

Liao X, Drake J, Thomas SC. 2022. Biochar granulation enhances plant performance on a green roof substrate. *Science of The Total Environment* 813,152638,

Lie, O. 2002. Torv og torvbruk. Stiftelsen Våler Torvdriftsmuseum, 72 s.

Lindbo, David L, Deb A. Kozlowski and Clay Robinson (reds.) 2012: *Know Soil, Know Life.* Soil Science Society of America.

Lindén et.al 2020, Quantifying carbon stocks in urban parks under cold climate conditions

Lundholm JT. 2006. Green Roofs and Facades: A Habitat Template Approach. *Urban habitats* 4: 87-101

Luo [Hongbing](#), [Xiaoling Liu](#), Bruce C.Anderson, Ke Zhang, [Xiaoting Li](#), [Bo Huang](#), Mei Li, [You Mo](#), [Liangqian Fan](#), [Qiong Shen](#), [Fenghui Chen](#), [Mingshu Jiang](#) 2015: Carbon sequestration potential of green roofs using mixed-sewage-sludge substrate in Chengdu World Modern Garden City. *Ecological Indicators* 49: 247 - 259

Lutz, Jamie and Caitlin Welsh, 2021: *Soil Carbon Sequestration: Myths, Realities, and the Biden Administration's Proposals.* **CSIS**

<https://www.csis.org/analysis/soil-carbon-sequestration-myths-realities-and-biden-administrations-proposals> Sist vitja 14.11.22

Lønning, Dag Jørund 2017: *Jordboka. Det fantastiske universet under føtene våre.* Forlaget Nyskaping.

Lønning, Dag Jørund 2019: *Jordboka II. Nærare naturen. Inn i det kompostmoderne.* Forlaget Nyskaping.

Lønning, Dag Jørund 2020: *Kompostboka. Om å byggja natur*. Forlaget Nyskaping.

McKinnon, K., Løes, A-K. & Almvik, M. 2021. Gjødning med rester av herbicid: Effekt av kloparyalid på oppalsplanter. NORSØK Rapport 6(6), 44 s. + vedlegg.

<https://orgprints.org/id/eprint/40065/1/NORS%C3%98K%20rapport%206%202021%20Gj%C3%B8dning%20med%20rester%20av%20pesticid%20.pdf> [20.01.2022]

Machmuller, Megan B, Marc G. Kramer, Taylor K. Cyle, Nick Hill, Dennis Hancock and Aaron Thompson, 2015: Emerging land use practices rapidly increase soil organic matter. Nature Communications.

<https://www.nature.com/articles/ncomms7995>

Miljødirektoratet 2020. Forslag til plan for overgang fra bruk av torvbaserte til torvfrie produkter. Rapport M-1673 | 2020.

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1673/m1673.pdf> [2022.11.02]

Miljødirektoratet 2021. Tverrsektorielt prosjekt om disponering av jord og stein som ikke er forurenset. Rapport M 2074 | 2021. 75 s.

<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/september-2021/tverrsektorielt-prosjekt-om--disponering-av-jord-og-stein-som--ikke-er-forurenset/> [2022.11.04]

Miljødirektoratet 2022. Beregne effekt av ulike klimatiltak , arealbruksendringer.

<https://www.miljodirektoratet.no/tjenester/klimagassutslipp-kommuner/beregne-effekt-av-ulike-klimatiltak/>

Mudge, Ken and Steve Gabriel 2014: *Farming the Woods: An Integrated Permaculture Approach to Growing Food and Medicinals in Temperate Forests*. Chelsea Green.

NIBIO 2021, Arealbruksendring til utbygd areal, NIBIO rapport vol 7, nr 164.

[NIBIO RAPPORT 2021 7 164 revidert utgave.pdf \(unit.no\)](#)

Norsk Energi 2020, Klimaregnskap for fjernvarme 2020, *Felles utslippsfaktorer for den norske fjernvarmebransjen - Oppdatering 2020*

Norsk Landbruksrådgiving / NIBIO, Jordmasser, fra problem til ressurs,

<https://vest.nlr.no/media/userphotos/jordmasserliten.pdf>

Ontl, T. A. & Schulte, L. A. 2012: Soil Carbon Storage. Nature Education Knowledge 3(10):35

Ramires Passeira, Carolina 2012: Modelling Carbon Sequestration for Alternative Soil Management Practices of Organic Crop Production. Masters Thesis Environmental Engineering, University of Porto.

<https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/68273/1/000154700.pdf>

Reicosky, Don 2014: Soil Health: impact of tillage, carbon, soil quality and biodiversity. Presentation at Chippewa Watershed: Sustainable Agriculture and soil Health Workshop.

<https://www.pca.state.mn.us/sites/default/files/wq-ppt2-18.pdf> Sist vitja 14.11.22

Ryals, Rebecca and Whendee L. Silver 2013: Effects of organic matter amendments on net primary productivity and greenhouse gas emissions in annual grasslands. *Ecological Applications* 23 (1), pp. 46-59.

Seyedabadi, Mohammad Reza, Mohsen Karrabi and Jafar Nabati, 2021: Investigating green roofs' CO₂ sequestration with cold- and drought-tolerant plants. *Research Square*.

<https://www.researchsquare.com/article/rs-308004/v1>

Statens vegvesen 2018. Prosesskode 1. Standard beskrivelse for vegkontrakter. Hovedprosess 1-7. Håndbok R761.

<https://www.vegvesen.no/globalassets/fag/handboker/hb-r761-prosesskode-1-05072018.pdf>

Standard Norge 2003. Dyrkingsmedier, jordforbedringsmidler og jorddekkingsmidler. Varedeklarasjon, pakking og merking. 2. utgave juni 2003.

<https://standard.no/nettbutikk/sokeresultater/?search=NS2890>

Standard Norge 2022. Beskrivelsestekster for bygg, anlegg og installasjoner. Del K: Anleggsgartnerarbeider. 5. utgave. Publisert: 2022-01-01.

<https://standard.no/nettbutikk/sokeresultater/?search=NS3420K>

Steinberg, Jason 2021: Estimating Carbon Sequestration of Green Roofs and Elevated Green Courtyards in Seattle. Masters Thesis, University of Washington.

<https://digital.lib.washington.edu/researchworks/handle/1773/47724?show=full>

Schmidt, H.-P., Kammann, C., Hagemann, N., Leifeld, J., Bucheli, T. D., Sánchez Monedero, M. A., & Cayuela, M. L. (2021). Biochar in agriculture - A systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy*, 13: 1708- 1730. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12889>

Toensmeier, Eric 2016: *The Carbon Farming Solution*. Chelsea Green Publishing

Weiseman, Wayne, Daniel Halsey and Bryce Ruddock 2014: *Integrated Forest Gardening: The Complete Guide to Polycultures and Plant Guild Systems*. Chelsea Green.

Aasen, I. 1997. Mangelsjukdomar og andre ernæringsforstyringar hos kulturplanter. Årsaker-symptom-rådgjerder. Andre utgåva, Landbruksforlaget. 95 s. + vedlegg.

«Klimabidrag bygg & anlegg» utarbeidet av Asplan Viak for Entreprenørforeningen-Bbygg og Anlegg (EBA) 2022. [Klimabidrag bygg & anlegg \(eba.no\)](https://eba.no)

Vestlandsforskning og NIBIO, 2021, Karbon fra jord til jord, En mulighetsstudie for sirkulær utnyttning av bioavfall til biokull som jordforbedringsmiddel og klimatiltak i Sogn, ISBN 978-82-428-0438-9

Saxegård, S. NTNU, 06.2015. *Life cycle assessment of biogas production from organic waste sources in a Norwegian context*

Østfoldforskning 2017. Østfoldforskning 2017. *Erstatningsmaterialer for torv, Kartlegging av klima- og miljøeffekter, Østfoldforskning 2017, rapportnr.: OR.27.17*

