



Bibliotekside

Institutt:	Institutt for plantevitenskap
Tittel:	Miljøeffekter av grønne tak og vegger
Tittel engelsk:	Environmental effects of green roofs and walls
Forfatter:	Liz Helen Aardal
Hovedveileder:	Eva Vike
Format:	A4
Sideantall:	90
Emneord/ keywords:	Grønne tak, grønne vegger, miljøeffekter, biodiversitet, overvannsavrenning, luftforurensningsreduksjon, urban heat island effekten
Begrepsavklaring:	På side 80
Litteratur:	Fullstendig liste finnes på side 83

Sammendrag

Fortetning i urbane områder og klimaendringer med utsikt til høyere temperaturer og større nedbørsmengder har ført til en økende interesse for grønne tak og vegger. Denne oppgaven gir en kort gjennomgang av hva slags hovedtyper grønne tak og vegger som finnes på markedet i dag, hva som skiller dem fra hverandre, samt noen viktige aktører i det norske markedet. Det er også utført en litteraturstudie på miljøeffekter av grønne tak og vegger med fokus på effekter på biodiversitet, overvannsavrenning, luftforurensninger og urban heat island effekten.

Litteraturstudien viste at grønne tak øker biodiversiteten i urbane områder ved at de skaper nye leveområder for dyre- og plantelivet og kan bevare sjeldne og truede dyre- og plantearter. Grønne tak med dypere substrat og med stor kompleksitet i vegetasjonssammensetningen gir best overlevelse og har størst artsmangfold.

Grønne tak tilbakeholder, forsinker og reduserer overvannsavrenningen mer enn vanlige tak, uansett årstid. Best effekt er det om sommeren, men grønne tak tilbakeholder også regn på smeltende snø betydelig bedre enn vanlige tak. Ekstensive og semi-intensive tak tilbakeholder overvannsavrenning, men intensive grønne tak er mer effektive.

Grønne tak og vegger kan redusere temperaturen i urbane områder. Ved å avkjøle lufttemperaturen reduseres urban heat island effekten, oppvarmings- og avkjølingsbehovet av bygninger og sekundære luftforurensninger. Sedumtak er lite effektive i å avkjøle luftmassene, men vegetasjonlaget har isolerende effekt. Grønne tak og vegger kan forbedre luftkvaliteten i urbane områder ved å fange opp svevestøv og absorbere luftforurensninger. Effekten er størst i kombinasjon med gatetrær. Intensive grønne tak har størst kapasitet. Grønne tak kan også ta opp og lagre karbon, men de kan også opptre som karbonsource i produksjonsprosessen og under drift og vedlikehold.

Grønne tak og vegger kan brukes som tiltak for å forbedrer det urbane miljøet. Effekten av grønne tak og vegger er størst når de benyttes over store arealer og i kombinasjon med andre miljømessige tiltak.

Abstract

Densification in urban areas and climate change such as higher temperatures and greater precipitation has led to a growing interest in green roofs and walls. This thesis provides a brief review of the main types of green roofs and walls that exist on the market today, what sets them apart, as well as some key players in the Norwegian market. In addition, a literature study has been done on the environmental effects of green roofs and walls focusing on the effects on biodiversity, stormwater runoff, air pollution and urban heat island effect.

The literature study showed that green roofs increase biodiversity in urban areas since they create new habitats for flora and fauna and as they can preserve rare and endangered animal and plant species. Green roofs with deeper substrate and with greater complexity in vegetation composition give the best survival and have the greatest diversity of species.

Green roofs withhold, delay and reduce stormwater runoff more than conventional roofs, regardless season. Best effect is the summer, but green roofs withhold also rain on melting snow significantly better than conventional roofs. Extensive and semi-intensive roofs withhold stormwater runoff, but intensive green roofs are more effective.

Green roofs and walls can reduce the temperature in urban areas. By cooling the air temperature reduces urban heat island effect, heating and cooling requirements of buildings and secondary air pollutants. Although sedum roof is inefficient in cooling air masses, the vegetation layer has an insulating effect. Green roofs and walls can improve air quality in urban areas by capturing airborne dust and by absorbing air pollutants. The effect is greatest in combination with street trees. Intensive green roofs have the greatest capacity. Green roofs can also absorb and store carbon, but they can also act as carbon source in the production process and during operation and maintenance.

Green roofs and walls can be used as measures to improve the urban environment. The effect of green roofs and walls is greatest when used over large areas or in combination with other environmental measures.

Forord

Denne master oppgaven er skrevet som en avlutning på en 2-åring masterutdanning innen plantevitenskap ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) høsten 2014. Oppgaven utgjør 30 studiepoeng. Temaet for oppgaven er miljøeffekter av grønne tak og vegger.

Jeg har lenge vært interessert i hvordan vegetasjon kan brukes og utnyttes effektivt i urbane områder. Denne masteroppgaven ga meg en mulighet til å fordype meg i miljøeffekter av vegetasjon på bygninger.

Veilederen min har vært Eva Vike ved Institutt for plantevitenskap, NMBU. Jeg ønsker å takke henne for meget god veiledning og hjelp.

Denne masteroppgaven er skrevet med støtte fra GrøntMiljø AS og jeg ønsker å rette en stor takk til dem. Takk til Jens Rasmussen for all teknisk hjelp. Takk til alle jeg har vært i kontakt med og som har gitt hjelp og råd gjennom søke- og skriveprosessen.

Tilslutt vil jeg takke familien for god støtte gjennom oppgave skivingen.

Alle bilder og figurer som er med i oppgaven er gjengitt med tillatelse fra rettighetshaver.

Ås, den 13. januar 2015

Liz Helen Aardal

Innholdsfortegnelse

Bibliotekside	1
Sammendrag	2
Abstract	3
Forord	4
INNLEDNING	7
METODE	9
DEL 1 - GRØNNE TAK OG VEGGER	11
1. GRØNNE TAK	11
1.1 Ulike typer grønne tak	13
1.2 Leverandører av grønne tak i Norge og Norden	19
1.3 Lagoppbygning på ekstensive, semi-intensive og intensive grønne tak	21
1.4 Augustenborg Botaniske Takhage - et eksempel på takhage	24
1.5 Vegetasjon for grønne tak	25
2. GRØNNE VEGGER	36
2.1 Grønne fasader	36
2.2 Levende vegger	40
2.3 Leverandører av grønne vegger	43
DEL 2 - MILJØEFFEKTER AV GRØNNE TAK OG VEGGER	44
3. EFFEKTER AV GRØNNE TAK OG VEGGER PÅ BIODIVERSITET	44
3.1 Jorddannelsesprosesser i vekstmedium på grønne tak	44
3.2 Biodiversitet og planter	45
3.3 Leddyr på tak med vegetasjon	47
3.4 Grønne tak kan gi habitat for biearter	49
3.5 Verdien av grønne tak og vegger for fugler	50
3.6 Beste taktype for biodiversitet	51
4. VANNFORDRØYNINGSEFFEKTER AV GRØNNE TAK	52
4.1 Hydrologiske prosesser på grønne tak	53
4.2 Reduksjon, forsinkelse og tilbakeholdelse av vann	54

4.3 Faktorer som kan påvirke fordrøyningen av overvann på grønne tak.....	57
4.4 Grønne tak i fremtiden.....	64
5. EFFEKTER AV GRØNNE TAK OG VEGGER PÅ LUFTFORURENSNINGER	65
5.1 Vegetasjon fanger opp svevestøv(PM).....	66
5.2 Vegetasjon reduserer luftforurensninger som O ₃ , NO ₂ , SO ₂ og CO	67
5.3 Luftforurensningsutslipp fra produksjonsprosessen	69
5.4 Vegetasjonslag reduserer konsentrasjonen av CO ₂	69
5.5 Karbonlagring og tilbakebetalingstid av karbon	70
5.6 Karbonutslipp fra skjøtsel og vedlikehold.....	72
6. EFFEKTER AV GRØNNE TAK OG VEGGER PÅ URBAN HEAT ISLAND EFFEKTEN ...	73
6.1 Absorbert strålingsenergi blir lagret som varmeenergi	73
6.2 Reduksjon av den urbane lufttemperaturen.....	74
6.3 Vegetasjonslag hemmer varmestrømmen og gir energisparing.....	75
7. OPPSUMMERING	76
BEGREPSAVKLARINGER	80
FIGURLISTE	81
TABELLISTE	82
LITTERATURLISTE	83

INNLEDNING

Det er i dag en økende interesse for grønne tak og grønne vegger som et tiltak mot klimaendringer, fortettingen i urbane områder og reduksjon av biologisk mangfold. Økt konsentrasjon av klimagasser i atmosfæren fra utslipp er hovedårsaken til den globale oppvarmingen i følge FNs klimapanel. Selv om klimagassutslippene reduseres, vil temperaturen på jorden fortsette å stige frem mot år 2100 (St.meld. nr 33 (2012-2013)). Den nasjonale utredningen om konsekvenser av klimaendringene for Norge og behovet for klimatilpasning, NOU 2010: 10 *Tilpassing til eit klima i endring* sier at: "Klimatilpasning handler om å erkjenne at klimaet er i endring, forstå konsekvensene og iverksette tiltak for enten å hindre skade eller utnytte muligheter endringene kan innebære". Bærekraftig utvikling er det grunnleggende målet for norsk forvaltning (NOU 2010:10).

I følge klimafremskrivninger er den årlige middeltemperaturen for Norge beregnet å stige mellom 2,3 og 4,6 grader, litt avhengig av sesong og regionale forskjeller. Det er forventet økt nedbør og hyppigere flomsituasjoner, spesielt i byene (Noreng et al. 2012). Klimaendringene vil også påvirke urban heat island effekten, og gi høyere temperaturer i urbane områder. I dagens samfunn er nedbyggingen av grønne arealer ved fortetting av byer og tettsteder en global utfordring (Guttu & Thorèn 1999). Det bygges tettere innenfor eksisterende bebyggelse, og eksisterende naturområder blir erstattet av areal med ugjennomtrengelige overflater. Dette fører til at vannet ikke kan infiltrere ned i grunnen, og resultatet kan bli oversvømmelser, flommer og ødelagt infrastruktur (NOU 2010:10). I Stortingsmelding nr 33 foreslås det blant annet at kommunene kan etablere grønne tak og vegger i nye bygg og i eksisterende bebyggelse som et lokalt tiltak for å håndtere overvann. I følge Artsdatabanken er endret arealbruk og utbygging den største trusselen mot biologisk mangfold i Norge. Forurensning kommer på andre plass, etterfulgt av klimaendringer og fremmede arter (Artsdatabanken 2012b).

Flere storbyer i Europa, USA og Canada har innført påbud om grønne tak på bygg (Pettersen 2012). I Tyskland brukes et vidt spekter av virkemidler for å fremme grønne tak. Spesielt har kravet om at alle egnede flate tak med en overflate på over 100 m² skal ha grønne tak, ført til at grønne tak i München har blitt anerkjent som konstruksjonsstandarder (Ansel & Appl 2012). Singapore har et omfattende program for å nå målet om 50 hektar med nye "Skyrise Greenery" områder innen år 2030. De gir blant annet økonomiske tilskudd for å anlegge grønne tak på eksisterende bygninger i områder med spesielt store behov, og det gis teknisk konsultasjon (Ansel & Appl 2012).

København i Danmark og Malmö i Sverige har satset stort på bruken av grønne tak, og er foregangsbyer i Skandinavia når det gjelder å fremme bruk av grønne tak (Noreng et al. 2012). København kommune bruker grønne tak som et virkemiddel i klimatilpasningen, og har som mål å ha 325.000 m² med grønne tak innen 2015 (Rømø 2012). Grønne tak er også en del av København Kommunes strategi for biologisk mangfold (Københavns Kommune). Malmö har inspirert mange land med Augustenborg botaniske takhage og Bo 01-utstillingen i 2001 (Noreng et al. 2012). I Malmö må alle nybygg på kommunalt område forholde seg til "Miljøbyggprogram Syd", som er et program med fokus på bærekraftig bygging og urbant biologisk mangfold (Noreng et al. 2012).

Det er stor interesse for å bruke grønne tak på bygg i Norge, men per i dag er verken grønne tak eller grønne vegger utbredt i Norge, vi ligger langt etter land som Sverige og Danmark. Enkelte kommuner har i dag satt krav om grønne tak på nybygg. Erik Sandsmark, som er prosjektleder for Framtidens byer i Kristiansand kommune, forteller at arkitekter rapporterer om stor interesse for å bruke grønne tak i de bygg de prosjekterer, men at det i mange tilfeller blir tatt ut på grunn av innsparinger og usikkerhet om teknisk løsning (Fremtidens byer 2013).

I Norge har det vært lite forskning på grønne tak og vegger, derfor er mye av kunnskapen basert på utenlandske studier.

Hovedmålet med denne oppgaven er å gjennomgå litteratur om miljøeffekter av grønne tak og vegger. Dette for å se om det er vitenskapelig belegg for å påstå at grønne tak og vegger i urbane områder kan være et virkemiddel for å redusere tap av biodiversitet, overvannsavrenning, luftforurensninger og urban heat island effekten.

Oppgaven gir i tillegg en gjennomgang av hva slags typer grønne tak og vegger som finnes, hva som skiller de forskjellige typene fra hverandre, samt hva og hvem som leverer til det norske markedet.

Avgrensning

Grønne tak og vegger er et stort felt, det utvikles hele tiden nye teknikker og nye produkter kommer inn på markedet. For å avgrense oppgaven er hovedtypene av grønne tak og vegger beskrevet. Det er ikke gitt detaljerte beskrivelser på hvordan de konstrueres, beplantes eller vedlikeholdes. Hovedvekten er lagt på ekstensive og semi-intensive tak.

Det er mange miljøeffekter av grønne tak og vegger. Denne oppgaven tar for seg effekter av grønne tak og vegger på biodiversitet, fordrøyning av overvann, reduksjon av luftforurensninger og reduksjon av urban heat island effekten. Hoveddelen av litteraturstudien på miljøeffekter omhandler grønne tak siden det er få publiserte vitenskapelige artikler om miljøeffekter av grønne vegger.

METODE

Innholdet i denne oppgaven er basert på studier av både norske og internasjonal faglitteratur som er funnet i store internasjonale databaser med forskningsartikler (ISI Web of Science, ScienceDirect), faglitterære bøker og et utbredt nettsøk.

Metoden i del 1 består av innhenting av bakgrunnsinformasjon om grønne tak og vegger. Rapporten *Grønne tak - resultater fra et kunnskapsinnhentingsprosjekt* utarbeidet av SINTEF Byggforsk (Noreng et al. 2012) i samarbeid med UMB, boken *Planting green roofs and living walls* av Dunnett og Kingsbury(2008) og et omfattende nettsøk danner hovedgrunnlaget for kunnskapsinnhenting.

Metoden i del 2 er i hovedsak basert på søk i databaser, det er også utført nettsøk for å utfylle databasene i de temaer hvor det var få utgitte publikasjoner.

Søkehistorikk

Søkeordene i ISI Web of Science var for de forskjellige miljøeffektene i del 2 av oppgaven:

- Overvannsavrenning: Green roof* water retention OR Green roof* stormwater runoff OR Green roof* water management
- Biodiversitet: Green roof* biodiversity OR Green Wall* biodiversity
- Luftforurensning: Green roof* air pollution OR Green roof* carbon sequestration
- Urban heat island effekten: Green roof* urban heat island

Resultatene av søket er vist i tabell 1.

Tabell 1: Historikk over litteratursøk i databasen ISI Web of Science

Miljøeffekt	Dato for søk:	Antall treff i ISI Web:	Antall artikler brukt fra ISI WEB:	Antall artikler funnet andre steder:	Totalt antall artikler brukt:
Fordrøyning av vann	28.5.2014	198	39 (18 %)	3	42 (47 %)
Biodiversitet	4.4.2014	82	15 (18 %)	5	20 (22 %)
Luftforurensing	15.5.2014	38	11 (29 %)	6	17 (19 %)
UHI	6.5.2014	98	9 (9 %)	2	11 (12 %)

Totalt ble det i del 2 av oppgaven gjennomgått 90 artikler (Tabell 1) og av dem var det 47 % som omhandlet fordrøyning av overvannsavrenning, 22 % var om biodiversitet, 19 % var om luftforurensning og 12 % omhandlet urban heat island effekten. Av totalt antall treff i databasen ISI Web of Science ble det brukt 18 % av publikasjonene om fordrøyning av overvann, 18 % ble brukt om biodiversitet, 29 % om luftforurensing og 9 % av treffene ble brukt om urban heat island effekten.

Søkehistorikken i oppgaven gir ikke "riktig bilde" over antall treff i databasen i forhold til hvor mange artikler som ble brukt. Mange av artiklene som kom opp på bestemte søkeord i databasen var ikke relevante for denne oppgaven, noen av miljøeffektene hadde også få egnede utgitte publikasjoner i databasen på søketidspunktet. Derfor måtte artikler og publikasjoner også hentes fra andre steder og på andre måter, for å få et visst grunnlag for oppgave skrivingen.

DEL 1 - GRØNNE TAK OG VEGGER

1. GRØNNE TAK

Det fins mange definisjoner på hva grønne tak er. I følge Scandinavian Green Roof Institute (Scandinavian Green Roof Institute 2014) er et grønt tak en levende overflate på toppen av et tak, som planter kan vokse på. Denne oppgaven bruker den samme definisjonen.

Når det første grønne taket ble konstruert og bygget er vanskelig å tidfeste, men vegetasjon på tak har vært i bruk fra tidlige tider. Et av verdens 7 underverker er Babylons hengende hager, som ble bygget rundt år 600 f.Kr. De hadde forskjellige typer planter og trær, og ble bygget på buede steinbjelker, og gjort vanntette med lag av siv og tykk tjære (Lawrence Technological University 2014). Disse hagene, som har vært forbilder for dagens takhager, ble bygget som en avtrappet pyramide hvor hver terrasse ble understøttet av søylearkader. Søylearkadene var fylt med jord og fungerte også som plantebed for store trær. Hagene hadde kunstige vanningsanlegg som var drevet av et pumpeverk, noe som gav frodige hager og muligheter for fontener og kaskader (Store norske leksikon 2009a).



Figur 1: Babylons hengende hager (Wikipedia 2014)

Bruken av grønne tak var heller ikke ukjent i Skandinavia hvor det ble brukt torv som taktekke, blant annet for å holde husene kalde om sommeren og varme om vinteren (Lawrence Technological University 2014). Fra jernaldergården på Ullandhaug i Stavanger, vet vi at det ble brukt torv på tak så tidlig som i folkevandringstiden i Norge (Arkeologisk museum 2013).

Det var utviklingen av moderne bygningsmaterialer og teknikker som ga muligheter for en mer omfattende utvikling av grønne tak. Oppfinnelsen av betong på midten av 1800 tallet gjorde det mulig å konstruere bygninger med flate tak, og førte til en mer omfattende bruk av

grønne tak. De grønne takene var i begynnelsen tunge og dyre, konstruert som Intensive grønne tak og var ment for rekreasjon (Dunnett & Kingsbury 2008).

Dagens moderne grønne tak ble utviklet i Tyskland på 1960 - tallet, og har spredt seg derfra til andre land. De er lette og er bygd opp av et system av flere lag med en vanntett membran, dreneringslag, spesialisert jord, jord stabilisator og et stort utvalg av plantearter (Lawrence Technological University 2014).

Norge har lang tradisjon i å legge torvtak på hytter. I følge Pettersen (2012) har det ikke vært vanlig med grønne tak på næringsbygg og private hjem i Norge. Selv om utviklingen går fremover på dette feltet, ligger Norge fortsatt litt etter andre land. I byområder i Norge er det sedumtak som er mest brukt (Pettersen 2012). Til Tønsberg blad sier Tim Fosvold i ZinCo Norge, som forhandler grønne tak, at foreløpig går det meste av salget til næringsbygg, eller leilighetskomplekser (Pettersen 2012).

Flere kommuner og tettsteder i Norge med urbane områder har i dag fattet interesse for miljøeffektene av grønne tak. Mange kommuner er godt i gang med undersøkelser og kunnskapsinnhenting, mens andre igjen har kommet så langt at de bruker reguleringsbestemmelser for å fremme bruken av grønne tak. Bruk av grønne tak som et tiltak for lokal overvannshåndtering ble nedfelt i en reguleringsplan for første gang i 2007. I reguleringsplanen for Barcode i Opera - Kvartalet i Bjørvika, vedtok Oslo kommune at minst halvparten av takene skulle tekkes med matter av *Sedum* og/eller gress, med innslag av busker og trær (Blakstad 2011). Oslo bystyre vedtok i 2014 en strategi for overvannshåndtering i Oslo, hvor de ser på grønne tak som et tiltak for å tilpasse seg klimaendringene og urbaniseringen, og for "å redusere de negative konsekvensene av overvann så mye som mulig" (Vann- og avløpsetaten 2012).

1.1 Ulike typer grønne tak

Det fins flere typer grønne tak. I boken *Planting Green Roofs and Living Walls* skiller Dunnett og Kingsbury (2008) mellom tre hovedtyper grønne tak; ekstensive, semi-intensive med hybridtyper og intensive grønne tak. Disse skiller seg fra hverandre etter dybden av vekstmediet, plantevalg, bruksområdet, utforming og hvor mye arbeid som kreves i vedlikehold og skjøtsel. Det fins også andre typer vegeterte tak som biodiversitetstak, brune tak, økologiske tak og levende tak, disse skiller seg fra hverandre i hovedsak ut fra formålet til taket (Dunnett & Kingsbury 2008). Det er ingen fasit på hvordan et tak grønt skal konstrueres og utformes. De forskjellige taktypene velges oftest ut fra kriterier som tilgjengelige midler for bygging og drift, om det er teknisk gjennomførbart, formålet og bruken, samt føringer fra myndighetene (Wells 2013). Det er i dag en stor utvikling på dette feltet slik at fremtidens grønne tak vil bli en hybrid, hvor de beste elementene fra hver taktype benyttes (Dunnett & Kingsbury 2008).



Figur 2: Eksempel på ekstensive, semi-intensive og intensive grønne tak (International Green Roof Association 2014).

1.1.1 Ekstensive grønne tak

Ekstensive grønne tak (Figur 3) er de vanligste grønne takene i Norge og Norden i dag. De utformes som miljømessige landskap i urbane områder, med fokus på forskjellige miljøeffekter og/eller økonomi. Disse takene er i hovedsak ikke tiltenkt menneskelig bruk annet enn til vedlikehold og skjøtsel. Det kan legges inn stier og gangveier på tak med mye gangtrafikk, men bare hvis takkonstruksjonen tåler det. Plantearter som brukes på ekstensive grønne tak er oftest tørketålende arter av *Hylotelephium*, *Phedimus*, *Sedum*, mose, andre urter og gress (Kapitel 1.6.2). Dybden av vekstmediet er mellom 30-250 mm og består i hovedsak av lette materialer med vannabsorberende og drenerende egenskaper. Det kan for eksempel være blandinger av naturgrus, lecauler, knust stein, teglstein, pimpstein, lavastein eller materialer av plast. Det organiske innholdet i vekstmediet kan være opp til 20 %. Disse takene er lette, og med en vekt på 50-150 kg/m² kan de som regel ettermonteres på eksisterende tak uten for store omkostninger. De kan også monteres på tak

med takvinkler opp til 30 grader. Det vannes i hovedsak ikke, og disse takene krever minimalt med vedlikehold og skjøtsel (Dunnnett & Kingsbury 2008; International Green Roof Association 2014; Noreng et al. 2012).

Den letteste utgaven av ekstensive grønne tak er sedumtak. På sedumtak er byggehøyden ca. 50-250 mm, dybden av vekstmediet er bare ca. 30 mm og totalvekten er ca. 35-40 kg/m² i tørr tilstand, og ca. 50 kg/m² i vannmettet tilstand. Ekstensive grønne tak med *Sedum*, urter og gress har en byggehøyde på ca. 120 mm, dybden av vekstmediet er ca. 300-500 mm, og totalvekten av taket er ca. 130 kg/m² i vannmettet tilstand. Både sedumtak og ekstensive grønne tak med *Sedum*, urter og gress har god motstand mot brann når de konstrueres og skjøttes etter branntekniske bestemmelser (Dunnnett & Kingsbury 2008; Noreng et al. 2012).



Figur 3: Ekstensive grønne sedumtak. Foto til venstre Svein Boasson (Boasson 2014). Foto til høyre ZinCo Norge AS (ZinCo Norge AS).

1.1.2 Semi-intensive grønne tak og hybridtyper

Semi-intensive grønne tak er en mellomting mellom ekstensive og intensive grønne tak (Figur 4). De er oftest flate tak, utformet som hager eller miljømessige landskap, og de kan konstrueres for menneskelig bruk og ferdsel. Vegetasjonen som brukes er arter av gress, urter og busker (kapitel 1.6.2). Dybden av vekstmediet er ca. 120-250 mm, og består oftest av vekstjord som er iblandet lette materialer. Byggehøyde over membranen er ca 130-230 mm, og totalvekten er 120-200 kg/m² i vannmettet tilstand. Semi-intensive grønne tak krever periodisk skjøtsel, vedlikehold og vanning. Ved jevnlig vedlikehold og vanning i tørre perioder har semi-intensive grønne tak god motstand mot gnister og varmestråling i forhold til brann (Dunnnett & Kingsbury 2008; Noreng et al. 2012).

Torvtak

Semi-intensive tak kan også utformes som torvtak. Det kan brukes et vekstmedium av sphagnumtorv som leveres i nettingsekker for å forhindre sammensynking, sig og erosjon. De kan benyttes på takvinkler opp til 30 grader, hvis de legges på knasteplate. Takvinkler over 30 grader krever ekstra konstruksjonsmessige tiltak. I forhold til beplantning, kan

torvsekkene leveres ferdig tilsådd med egnet frøblanding for torvtak. Ferdigplen kan legges ut direkte på torvsekkene. Torvsekkene kan også tilsås med arter av gress, og/eller eng - og naturfrøblandinger bestående av ulike arter av urter. Torvtak må vannes og holdes fuktig under spiringsprosessen. Dybden av vekstmediet er ca. 100-150 mm og totalvekten er ca. 130 kg/m² i vannmettet tilstand. Torvtak har stor risiko for antennelse og spredning av brann hvis de ikke vannes og skjøttes (Noreng et al. 2012; Wells 2013).



Figur 4: Semi-intensivt grønt tak (International Green Roof Association 2014).

1.1.3 Intensive grønne tak

Intensive grønne tak gir mange muligheter i design, oppbygning og plantevalg. De er oftest synlige og beregnet for menneskelig opphold og ferdsel, og har derfor også en etisk funksjon (Figur 5). De er oftest oppbygd som hager eller parker, og kan inneholde elementer som for eksempel fotballbaner, parkeringsarealer eller vannanlegg. Planteslag til intensive grønne tak kan være alt fra trær og busker til urteaktige arter og gress. For å tilfredsstille de ulike artenes krav til leveområde er dybden av vekstmediet oftest 150-400 mm, men varierer etter plantevalg og kan derfor være dypere. Vekstmediet inneholder også mer organisk materiale og er dermed mer næringsrikt enn vekstmedium på ekstensive grønne tak. Intensive grønne tak er tunge tak, noe som setter store krav til bygningskonstruksjonen. De må bygges på tilnærmet flate tak av betong eller betongelementer. Vekten varierer etter plantevalg og oppbygning, og de kan ha en vekt opp mot 1000 kg/m² i vannmettet tilstand. Dette fører til at det sjeldent er mulig å etablere på eksisterende tak uten at konstruksjonen forsterkes betraktelig. I tillegg til at intensive grønne tak er dyre å etablere, så krever de også mer regelmessig skjøtsel, vedlikehold og vanning enn de andre grønne taktypene. I forhold til brann har de god motstand mot gnister og varmestråling når de vannes jevnlig og tørre plantedeler fjernes (Dunnnett & Kingsbury 2008; Noreng et al. 2012; ZinCo Norge AS).



Figur 5: Intensiv grønt tak. Foto: Svein Boasson (Boasson 2014)

1.1.4 Tak for biologisk mangfold

Tak for biodiversitet har blitt til som en reaksjon på de tynne sedumtakene, mangelen på stedegne arter og dermed mangelen på regional identitet (Dunnett & Kingsbury 2008). Konvensjonen om vern av biologisk mangfold fokuserer på at "naturen skal komme menneskeheten til gode, og at økosystemer, arter og gener må brukes på en bærekraftig måte som ivaretar det biologiske mangfoldet på lang sikt" (Store norske leksikon 2013). For å bidra til dette formålet finnes det flere typer grønne tak som har som mål å øke biodiversiteten ved å skape habitater til dyre- og plantelivet. De er i hovedsak ikke tiltenkt menneskelig bruk, men noen tak kan bli brukt til å dyrke nyttevekster. Tak for biodiversitet krever grundig planlegging med tanke på materialvalg, konstruksjon og design (Dunnett & Kingsbury 2008).

Dunnett og Kingsbury (2008) definerer begreper som biodiversitetstak, brune tak, levende tak og økologiske tak.

Brune tak/ biodiversitetstak

Brune tak/ biodiversitetstak er en relativt ny type ekstensiv grønn taktekking som skal etterligne brownfieldområder (Ishimatsu & Ito 2013).

Urbane brownfieldområder er ofte dannet på forlatte områder som tidligere har vært i intensiv bruk, men som i dag ikke lenger er i bruk. Det kan være områder der det tidligere var boligområder eller industri, og som senere i forskjellig grad har blitt forlatt og rekolonisert av forskjellige dyre- og plantesamfunn. Det kan også være tidligere jordbruksområder som har blitt omgjort til urbane områder (Gedge & Kadas 2005; Lorimer 2008; Schadek et al. 2009). Brownfieldområder varierer i utseende, karakter og flora- og faunasamfunn. De har oftest lavt næringsinnhold og består ofte av godt drenerte substrater (Gedge & Kadas 2005).

Brownfieldområder gir habitatforhold som er like mange arters naturlige habitater og kan derfor i følge Ishimatsu & Ito (2013) opprettholde populasjoner av sjeldne og truede arter. Ved bruk av jord fra Brownfieldområder, eller andre verdifulle vegeterte områder, fjernes 150 mm av toppjorden forsiktig og lagres hensiktsmessig slik at den eksisterende vegetasjonen, frøbanken og jordorganismer blir bevart før den legges ut (Brenneisen 2006).

Biodiversitet på et brunt tak kan økes ved å utforme brune tak som kuperte og formete landskap med bruk av forskjellige dreneringssystemer (Figur 6). Dette danner flere forskjellige mikrohabitat med substrater som varierer i dybde, grovhet og struktur. Tilgang på fuktighet er en viktig begrensende faktor som kontrollerer dyrelivet og planteveksten på brune tak (Bates et al. 2013; Brenneisen 2006). Areal med grove substratstrukturer kan virke mot tørkestress i planter ved å bevare lommer med vann under store steiner og inne i absorberende materialer, som for eksempel tegl eller dødt treverk. Trestammer og store steiner kan gi plantearter ly mot solstråling og vind, og på den måten skape små områder hvor de kan overleve og gi høy planterikdom, tetthet og større planter. Større steiner kan også brukes som naturlige hindre for å begrense utbredelsen av plantearter på brune tak (Bates et al. 2013; Lorimer 2008).

Dybden av vekstmediet på brune tak/ biodiversitetstak varierer som regel fra 100-150 mm. Vekstmediet kan enten legges åpent slik at plantearter selvkoloniseres spontant, eller så kan det tilsås med en lokal frømix. Hvis takkonstruksjonen tåler det kan det også brukes våtmarker og åpent vann (Dunnnett & Kingsbury 2008; Lorimer 2008). Under vekstmediet brukes det oftest en takmembran av butyl som beskyttes av en vevd fiberduk av polypropylen (Grant 2006). Det brukes ikke vanningsystem eller gjødsel. Siden disse takene baserer seg på naturlig suksesjon er det lavere konstruksjonskostnader enn på ekstensive grønne tak med gress, og vedlikeholdskostnadene er lavere enn på sedumtak (Ishimatsu & Ito 2013). Brune tak kan tilby mer i form av biologisk mangfold enn vanlige ekstensive grønne tak ved at de også tillater andre plantearter å kolonisere naturlig (Gedge & Kadas 2005).



Figur 6: Et brunt tak/ biodiversitetstak (Tiga Europe Limited 2014).

Levende tak og økologiske tak

Grønne tak er ikke alltid grønne i fargen, eller har vegetasjon. Derfor brukes også begreper som levende tak (living green roofs) eller økologiske tak (ecoroofs). Levende tak brukes også som en fellesbetegnelse på tak som er designet for å fremme naturlig eller plantet vegetasjon, og blir noen ganger bare referert til som vegeterte tak. Økologiske tak kan være et alternativ til både grønne tak og brune tak, og brukes om tak som har et økologisk formål (Figur 7), og for tak med solcellepaneler (Dunnett & Kingsbury 2008; Francis & Lorimer 2011).



Figur 7: Ekstensivt grønt tak med økologisk design (International Green Roof Association 2014)

Solcellepaneler på økologiske tak kan bidra til å øke biodiversiteten på takene ved at de skygger for solen, og på den måten gjør forholdene mindre stressende for planteartene på taket. Samtidig skaper vegetasjonen under solcellepanelene god luftsirkulasjon rundt solcellene. Vekstmediet og vegetasjonen på taket reduserer lufttemperaturen ved evapotranspirasjon, og ved å absorbere strålingsvarmen fra solen. Dette hjelper til med å avkjøle solcellepanelene, som fungerer best ved lave temperaturer, og fører til økt effektivitetsgrad og dermed høyere strømgenerering. Den ekstra strømgenereringen som solcellepanelene gir, kan bidra til å oppveie kostnadene ved installasjonen av økologiske tak (International Green Roof Association 2014; Køhler et al. 2007; Zinco 2012).

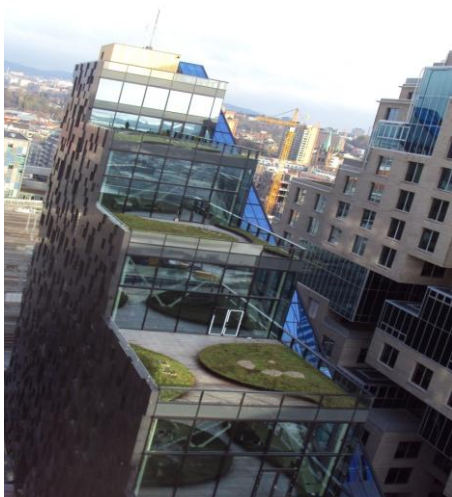
1.2 Leverandører av grønne tak i Norge og Norden

Veg Teck AB

Det svenske firmaet Veg Teck AB er ledende i Norden innen vegetasjonsteknikk. De startet opp i 1987, har hovedkontor i Sverige, rundt 40 ansatte og omsetter for ca. 90 millioner svenske kroner. Med egne dyrkningsfelt i Sverige leverer de til både proffmarkedet og privatkunder og bruker "egen leveringskjede fra dyrking til ferdig tak". Firmaet tilbyr produkter og komplette systemløsninger for blant annet tak- og fasadevegetasjon, samt entreprenørtjenester. De leverer et bredt utvalg av alt fra pluggplanter og frø, til prefabrikerte vegetasjonsmatter (Veg Tech AB). Sedumtaket på Veolias miljøanlegg i på Haraldrud Gjenvinning i Groruddalen er Nordens største sedumtak og er levert av Veg Tech AB. Taket som er på 28 000 m² ligger på et uisolert industribygg (Veg Teck Norge).

Vital Vekst AS

Vital Vekst er et firma fra Larvik som ble opprettet i 2005. Det hadde i 2012 en omsetning på ca. 5,8 millioner, og det var registrert 13 ansatte i bedriften. Firmaet har spesialisert seg på *Sedum* og grønne takhager og sier selv at de er "Norgesledene på *Sedum* og grønne bærekraftige produkter for takhager, bunndekke for park og hage, samt vei og jernbane". Kundegruppen er entreprenører, utbyggere og anleggsgartnere. Vital Vekst AS samarbeider og bruker produkter fra Sempergreen i Nederland som er verdensledende på *Sedum*, og har produksjon i Europa, Amerika og Asia. Sempergreen produserer og leverer ca. 1,3 millioner m² *Sedum* i året (Hansen 2012; MittOppdrag 2012; Vital Vekst AS). Vital Vekst AS har levert (per 2013) mer enn 6000 m² sedumtak og takhager i Bjørvika, noen av takene var over 60 m over bakken (Aas 2013).



Figur 8: DNB Trappehuset i Bjørvika hvor Vital Vekst AS har levert *Sedum* (Vital Vekst AS)

ZinCo Norge AS

Det tyske firmaet ZinCo har med sine datterselskaper vært "globale pionerer" innen grønn taktekkning siden oppstarten i 1957. De er et av de ledende selskapene innen grønne tak løsninger. Firmaet har spesialisert seg på avanserte løsninger for integrert utnyttelse av hustak og tilbyr skreddersydde systemer til sine kunder. I arbeidet med å videreutvikle systemene har de ingeniører som samarbeider med forskere og fagpersoner (ZinCo). ZinCo Norge AS ble stiftet i 2010 som et av datterselskapene. Det hadde en omsetning på ca. 1,7 millioner norske kroner i 2012 (Proff 2012). Våren 2012 inngikk de et samarbeid med firmaet Grønn Vekst om produksjon av jord (ZinCo Norge AS) og i 2013 ble det en ny eierstruktur da Landskapsentreprenørene og Østfold Gress gikk inn på eiersiden. Østfold Gress er i dag den største aktøren i markedet på produksjon av ferdigplen (Byggeindustrien 2013).

ZinCo har utviklet et enkelt system for blant annet å fordrøye og drenere vann og har ulike systemer alt etter bruksområdet. ZinCo Norge AS selger materiell for de ulike system løsningene og i tillegg til å levere systemene bistår de også med rådgivning og oppfølging (ZinCo Norge AS).

Andre leverandører og produsenter

Det er mange andre leverandører og produsenter av grønne tak i Norge i dag. Et lite utvalg av dem er (Tabell 2):

Tabell 2: Noen leverandører og produsenter på det norske markedet. Informasjon basert på nettsøk.

Navn på leverandør/ produsent		Nettadresse
Bergknapp AS	<i>Sedum</i>	http://www.grasrota.net/bergknapp/kontakt/
Nittedal Torvindustri AS	Torv	http://www.nittedal-torvindustri.no/
Reiersøl Planteskole	<i>Sedum</i>	http://www.reiersol.no/

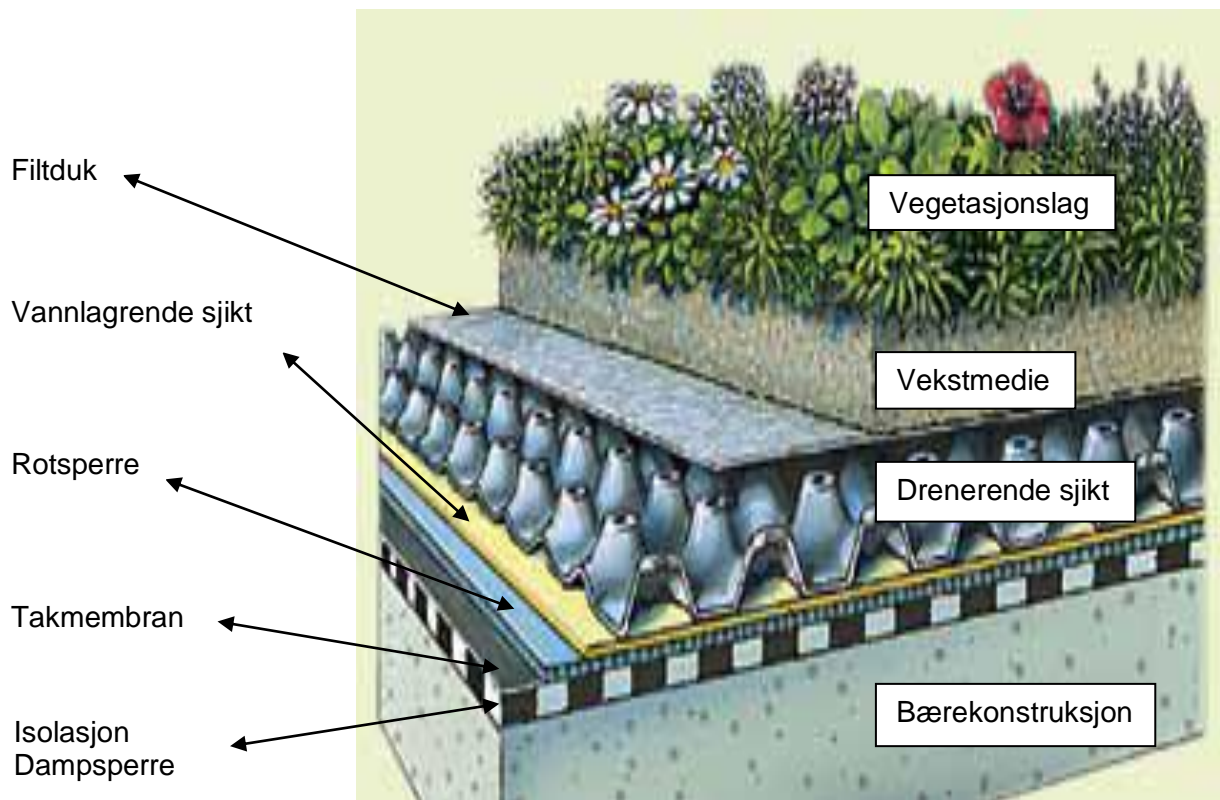
1.3 Lagoppbygning på ekstensive, semi-intensive og intensive grønne tak

Lagoppbygningen på grønne tak avhenger av taktypen, takvinkelen og klima. En prinsippskisse over lagoppbygningen på ekstensive og semi-intensive grønne tak er vist i figur 9.

I følge Nordeng et al (2012) består lagoppbygningen av følgende sjikt:

Vegetasjonslag: Vegetasjonen kan legges ut som ferdige vegetasjonsmatter, plantes som pluggplanter eller tilsås på taket. Prefabrikkerte vegetasjonsmatter er det vanligste i dag og gir raskest etablering. Der hvor vegetasjonsmatter ikke kan benyttes anbefaler Veg Teck en kombinasjon av pluggplanter og frøblandinger for å gi blomstring den første vekstsesongen og en raskere etablering, som også hindrer kolonisering av ulike ugress arter. Vekstjorden i mattene består oftest av lette mineralske materialer som ikke brytes lett ned. Prefabrikkerte vegetasjonsmatter kan i følge Braskerud (2014) legges rett på drenslag eller filtduk.

På ekstensive grønne tak kan ferdige vegetasjonsmatter bestå av ulike tørketålende arter av *Hylotelephium*, *Phedimus* og *Sedum*. Disse ekstensive grønne takene kalles da ofte sedumtak og består oftest av 4-15 tørketålende arter fra disse slektene, noen ganger også tilsatt ulike arter av mose. Ekstensive grønne tak kan også bestå av en blanding av *Hylotelephium*, *Phedimus* og *Sedum*, andre tørketålende urter og gress. Disse kalles ofte ekstensive grønne tak med *Sedum*, urter og gress (Dunnett & Kingsbury 2008; Veg Teck Norge).



Figur 9: En generell prinsippskisse over oppbygningen av et grønt tak (ZinCo Norge AS).

Vekstmedium: Består hovedsakelig av lette materialer, og organisk materiale, etter taktype.

Filtduk/ filtmatte: På fuktige steder kan det brukes en 10 mm tykk filtduk som vekstlag.

Filtduken holder godt på fuktigheten, men den krever tilførsel av vann og næring.

Planterøttene gror inn i filtduken (Vital Vekst AS).

Drenerende sjikt: Drenslaget sikrer at overflødig vann blir ledet bort fra taket. Det er oftest en knasteplate med pålimt fiberduk. Brukes på flate tak i våte klima.

Vannlagrende sjikt: Det fuktighetsbevarende laget holder vannet tilbake og fungerer som vannlager for plantene. Brukes på flate tak i tørre klima. På sedumtak er det oftest knasteplate. På ekstensive grønne tak med *Sedum*, urter og gress brukes det oftest filt eller mineralull.

Drenerende, vannlagrende og beskyttende sjikt: Drenerende lag og fuktighetsbevarende lag kan i noen tilfeller være et og samme sjikt. Det fungerer da også som et beskyttende sjikt. På semi-intensive grønne tak kan dette sjiktet bestå av en knasteplate, eventuelt i kombinasjon med en fiberduk og/eller en tykk filtduk. Dette laget monteres direkte på membranen eller rotsperren før vegetasjonsmattene legges ut (Veg Teck Norge).

Rotsperre: Hindrer røttene i å trenge ned i takkonstruksjonen og kan velges bort ved bruk av arter med lite aggressivt rotsystem, som *Sedum*. Det er oftest et rullprodukt av plast eller gummi, og kan brukes både på flate tak og på tak med fall. Brukes i både våte og tørre klima.

Takmembran: Brukes på alle taktypene i våte og tørre klima. Det er oftest et takbelegg av asfalt, plast eller gummi.

Isolasjon: Brukes på ekstensive og semi-intensive grønne tak, både i tørre og i våte klima. Det er en trykkfast isolasjon av mineralull, eller ekspandert polystyren (EPS) / ekstrudert polystyren (XPS) med trykkfasthet av minst klasse.

Dampsperre: Brukes i både tørre og våte klima og er en polyetylenfolie som legges direkte på bærekonstruksjonen.

Bærekonstruksjon: På ekstensive grønne tak: betong, betongelementer, stålplater eller trekonstruksjoner. På semi-intensive grønne tak: betong eller betongelementer.

1.3.1 Ekstensive grønne tak med fall

På tak med fall på 5-45° grader er det flere systemer som kan brukes alt etter hvor bratt taket er i forhold til sig eller utrasning (Tabell 3). Ved fall på tak legges det avlastningslekter og anlegges en avslutning nederst på taket (Figur 10), ofte en godt festet solid trestokk (Vital Vekst AS). Flere typer geonett kan brukes på bratte tak der det er fare for sig samt på vindutsatte tak (Noreng et al. 2012).

Tabell 3: Generell oppbygning av tak med fall. Basert på Vital Vekst AS (Vital Vekst AS).

Takvinkel	Trykk	Oppbygning
5-10°	Lite trykk	Samme oppbygning som flate tak.
10-20°	Større trykk nedover	Sklisikker dremsmatte anbefales, det kan brukes takhagesubstrat, men substratplate eller vannholdig filtduk er gode alternativer. Avlastningslekter for at substratet skal ligge på plass er viktig.
20-30°	Taket er bratt	Takhagesubstrat kan ikke brukes. Forsterket sedummatte kan benyttes. Kan være behov for ekstra avlastning.
30-45°	Ekstremt bratt tak	Kassettsystem. Kanten nede må være solid. Avlastning flere steder på taket kan være nødvendig.



Figur 10: Sedumtak med fall. Foto: Vital Vekst AS (Vital Vekst AS)

1.4 Augustenborg Botaniske Takhage - et eksempel på takhage

Augustenborg botaniske takhage, i Sverige, inngår som en del av Scandinavian Green Roofs Association og er også en del av det større prosjektet "Økobyen Augustenborg". Tverrfaglig forskning og forsøk er en viktig del av aktiviteten, og det samarbeides med flere universitetsmiljøer (Hansen 2009).

Augustenborg Botaniske Takhage ble til i 1999 da bydelen Augustenborg med sine gamle boligområder ble rehabilitert. Den er et verdenskjent anlegg med nærmere 10 000 m² levende tak, og ble bygget som et tiltak i overvannsproblematikken i bydelen. Ved å kombinere levende tak med et system av kanaler og dammer ble vannavrenningen til kloakksystemet redusert med 80 % (Lundberg 2011).

Augustenborg Botaniske Takhage består blant annet av sedumtak, fantasifulle inspirasjonshager og et biodiversitetstak for utrydningstruede plante- og dyrearter (Figur 11). Landskapet på noen tak er formet som grønne åser hvor det kupert terrenget er bygget opp av lette materialer som polystyren blokker og ekstrudert resirkulert glass (hasopore). Urtehagen består av spiselige planteslag og stauder til pryde. Biodiversitetshagen ble bygget for å skape et habitat for planter og dyr som gradvis blir presset ut av brownfieldområder på bakkenivå. Det er også en elv som renner igjennom hagene hvor vannet blir resirkulert fra en regnvannsdam på bakkenivå. Denne kombinasjonen har flere funksjoner. Vannet holdes i bevegelse og dermed "friskt", samtidig kan vegetasjonen langs elven ta opp overskuddsnæringsstoffer som vannet har tatt med seg og på den måten reduseres også algeveksten i dammen (Lundberg 2011).



Figur 11: Biodiversitetstak og kupert englandskap på Augustenborg Botaniske Hage. Foto Louise Lundberg (Lundberg 2011).

1.5 Vegetasjon for grønne tak

I forhold til miljøeffekter av grønne tak er det i hovedsak vegetasjon på ekstensive og semi-intensive grønne taktyper som er mest aktuelle for denne oppgaven. Disse takene setter høye krav til planteartene, noe som begrenser plantevalget. Intensive grønne tak har store valgmulighetene når det gjelder hvilke plantearter som kan benyttes. Det er stort sett de samme landskapsplantene som brukes i hager og parker på bakkenivå. For å avgrense denne oppgaven blir ikke vegetasjon til intensive grønne tak nærmere beskrevet.

Vegetasjonsvalg for biodiversitetstak avhenger mye av formålet og oppbygningen av taket. Arter som kan brukes er ofte de samme tørketålende artene som for ekstensive og semi-intensive grønne tak. Det finnes også egne frøblandinger og blandinger av pluggplanter for biodiversitets tak. Noen blandinger er spesielt satt sammen etter formålet med taket. For eksempel har Veg Teck AB egne blandinger som tiltrekker seg sommerfugler og andre insekter.

De planteartene som er med i dette kapitlet er bare et lite utvalg av hva som finnes på markedet i dag. De er valgt ut fra plantelister i bøker, publikasjoner og fra leverandører. Plantearter fra boken *Planting green roofs and living walls* av Dunnett og Kingsbury (2008) er i følge forfatterne arter som har blitt prøvd ut, testet og vist seg pålitelige på ekstensive og semi-intensive grønne tak i Sentral-Europa. Artene funnet i boken *Green Roof Plants - A Resource and Planting Guide* av Snodgrass og Snodgrass (2006) er tørketolerante arter til grønne tak med tynne substrater i Nord-Amerika. Planteartene fra ZinCo, Vital Vekst AS og Veg Teck AB er arter de benytter på ekstensive og semi-intensive grønne tak i Norge. Fra hver liste er det bare tatt med et lite utvalg.

1.5.1 Vekstforhold og valg av plantearter

Uansett om formålet med grønne tak er estetikk, eller om de i første rekke har miljømessige og/eller økonomiske formål er det viktig å ha et vegetasjonslag hvor plantene er "friske" og i god vekst. Ulike plantearter har forskjellige krav til leveområder og forskjellig behov for vann og næring. Plantearter som plantes på steder der de ikke trives vil oppleve forskjellige typer stress som kan føre til redusert vekst og overlevelse. Planter som er svekket vil også være mer sårbare ovenfor sykdommer og angrep fra insekter. Riktig valg av plantearter er derfor viktig for at grønne tak skal kunne oppfylle de ulike funksjonene takene er ment å ha.

Vekstforholdene på grønne tak setter begrensninger for hvilke plantearter som kan benyttes på takene. Plantene på ekstensive og semi-intensive grønne tak blir utsatt for sol, vind, frost, tørke og ekstreme temperaturer. Dette skaper stressforhold hvor bare de mest hardføre av planteartene overlever. Plantene har ingen kontakt med undergrunnsjorden eller grunnvann

og har dermed ingen naturlig forankring, eller mulighet til å trenge ned i dypere og fuktigere jordlag. For at grønne tak ikke skal bli for tunge, er de oppbygd av lette materialer som avgir lite mineraler og næringsstoffer til plantene. Det er også tilsatt begrenset mengde organisk materiale i vekstmediet for å holde det lettest mulig. Plantene må derfor være tilpasset næringsfattige leveområder. Mangelen på organisk materiale, samt at vekstmediet oftest er sammensatt av materialer som gir stort porevolum for oksygen og vann, gjør at vekstmediet har liten vannlagringskapasitet. Dette kan føre til at vekstmediet tørker raskere opp mellom regnbyger, noe som kan gi vannmangel for plantene. Et dreneringslag under vekstmediet kan også gi vannmangel for plantene ved at vannet føres for raskt av taket og plantene ikke rekker å ta opp nok vann. Det er ingen naturlig avrenning fra grønne tak og ved mye nedbør må plantearter på grønne tak tåle perioder med stående vann, spesielt i lavere områder på kupert tak. Plantene må ofte også konkurrere med menneskelige interesser og det er oftest fysiske barrierer til andre økosystemer (Braskerud 2014; Noreng et al. 2012; Snodgrass & Snodgrass L 2006; Wells 2013).

Ved valg av plantearter til grønne tak er vekstmediets tykkelse av avgjørende betydning for hvilke arter som kan vokse og overleve på taket. Grønne vekstmedier er mer utsatt for tørke og har lavere vannlagringskapasitet enn dypere vekstmedium. De inneholder også mindre organisk materiale og er dermed mindre næringsrike. Det er derfor taktypen som setter føringer for hvilke planteslag som kan benyttes på grønne tak (Braskerud 2014; Noreng et al. 2012). I følge Snodgrass og Snodgrass (2006) er de mest suksessrike plantene på grønne tak lavtvoksende flerårige plantearter med et grunt rotsystem, og som er tolerante mot varme, kulde, vind, tørke, salt, insekter og sykdommer.

1.5.2 Plantearter for ekstensive og semi-intensive grønne tak

1.5.2.1 Flerårige arter

Sukkulenter

De mest tørketålende artene som overlever i de tynneste substratene på grønne tak er sukkulenter (Dunnett & Kingsbury 2008; Snodgrass & Snodgrass L 2006). De fleste artene er flerårige og mange av dem er vintergrønne (Tabell 4). De er tilpasset varme- og tørre forhold med lite jord, og de lagrer vann i tykke og saftrike blader, røtter eller stengler. De har lite vanntap på grunn av CAM metabolismen (*Crassulacean acid metabolism*) hvor de åpner stomata om natten og lukker den om dagen for å redusere transpirasjonstapet (Snodgrass & Snodgrass L 2006). Noen av artene er fakultative CAM planter. Det kjennetegnes av at plantene har CAM metabolisme under tørre forhold og "svitsjer" til C3 metabolisme (stomata

åpen om dagen) når de har god vanntilgang. Store daglige forskjeller i temperaturer kan også føre til skifte mellom CAM- og C3 metabolisme.

Tabell 4 viser at slektene *Delosperma*, *Hylotelephium* (smørbukkslekten), *Jovibarba*, *Phedimus* (gullbergknappslekten), *Sedum* (bergknappslekten) og *Sempervivium* er gode alternativer for ekstensive og semi-intensive grønne tak både i Sentral-Europa og i Nord-Amerika. De slektene som ofte brukes i Norge er *Hylotelephium*, *Phedimus* og *Sedum* (Veg Teck Norge ; ZinCo Norge AS). ZinCo bruker i tillegg også *Sempervivium* hybrider i sine blandingsmatter.

Tabell 4: Sukkulenter som er aktuelle på ekstensive og semi-intensive grønne tak. Basert på Dunnett og Kingsbury (2008) og Snodgrass og Snodgrass (2006)

Arter som i følge Dunnett og Kingsbury (2008) er egnet for grønne tak med tynne substrater	Arter som i følge Snodgrass og Snodgrass (2006) er egnet for ekstensive og semi-intensive grønne tak uten vanning.
<i>Aloe</i> spp., <i>Corpobrutus</i> spp., <i>Delosperma</i> spp., <i>Echeveria</i> spp., <i>Hylotelephium</i> spp., <i>Phedimus</i> spp., <i>Sedum</i> spp., <i>Jovibarba sobolifera</i> , <i>Mesembryanthemum</i> spp., <i>Rosularia aizoon</i> , <i>Sempervivium</i> spp.	<i>Crassula muscosa</i> , <i>Delosperma</i> spp., <i>Euphorbia myrsinites</i> , <i>Hylotelephium</i> spp., <i>Phedimus</i> spp., <i>Sedum</i> spp., <i>Jovibarba</i> spp., <i>Kalanchoe thyrisflora</i> , <i>Malephora lutea</i> , <i>Orostachys</i> spp., <i>Rosularia</i> spp., <i>Sempervivium</i> spp., <i>Talinum</i> spp.

Slekten *Sedum* er i dag delt opp i flere slekter (Lid & Lid 2007). *Hylotelephium*, *Phedimus* og *Sedum* som tidligere alle ble regnet til slekten *Sedum*, er aktuelle for ekstensive grønne tak i Norge (Tabell 5). De har et grunt rotsystem, krever lite vann og næring og har god overlevelse under en rekke forhold (Dunnett & Kingsbury 2008; Snodgrass & Snodgrass L 2006; Van Mechelen et al. 2014).

Arter innen disse slekter brukes på ekstensive grønne tak i Norge er: *Phedimus hybridus* 'Immergrunchen', *Phedimus spurius* 'Fuldaglut', *Phedimus spurius* 'Rosea Gold', *Sedum album* 'Coral Carpet', *Sedum album* 'Minor', *Sedum floriferum* 'Weihenstephaner Gold' og *Sedum lydium* 'Glaucum' (Vital Vekst AS ; ZinCo Norge AS).



Figur 12: Sedumtak. Foto Svein Boasson (Boasson 2014).

Nagase og Dunnett (2010) fant i forsøk at tørketoleranse i *Phedimus* og *Sedum* var overlegen urter og gress i etableringsfasen, men tørketoleransen varierte mellom artene. *Phedimus spurius* 'Coccineum' var minst tørketolerant, men hadde høyere overlevelse og visuell vurdering i blandinger enn i monokulturer. *Sedum acre* 'Minor' og *Sedum album* 'Coral Carpet' viste best vekst under tørre forhold. *Sedum rupestre* tolererte både tørre og våte forhold og hadde den beste veksten under våte forhold samt 100 % overlevelse under tørre forhold. Mange arter av *Phedimus* og *Sedum*, som *Sedum acre*, *Sedum album*, *Sedum rupestre*, *Sedum sexangulare* og *Phedimus spurius* kan virke som tilretteleggere for andre arter på grønne tak. De kan forbedre miljøet for naboplanter under vannmangel ved at de kan kjøle ned og reduserer temperaturtopper i jorden. Samtidig kan noen av artene også opptre som konkurrenter under gode forhold og redusere maksimal vekst hos naboplanter (Bates et al. 2013; Butler & Oriens 2011).

Noen arter innen slektene *Hylotelephium*, *Phedimus* og *Sedum* som brukes på grønne tak er fremmede arter i Norge. Fremmede arter er i følge Artsdatabanken arter som er innført til Norge ved hjelp av menneskelig aktivitet. I publikasjonen "Fremmede arter i Norge - med Norsk svarteliste 2012" har Artsdatabanken (Artsdatabanken 2012a) vurdert økologisk risiko for fremmede arter som kan reprodusere i Norge. I tabell 5 er det listet opp arter fra slektene *Hylotelephium*, *Phedimus* og *Sedum* som brukes på ekstensiv grønne tak i Norge i dag. Tabellen viser også Artsdatabankens risikovurdering for spredning for de arter som har blitt vurdert. Av artene i tabellen er *Hylotelephium maximum*, *Sedum acre*, *Sedum album*, *Sedum anglicum*, *Sedum rupestre* og *Sedum villosum* norske arter. *Phedimus hybridus* og *Phedimus spurius* har svært høy risiko for spredning i norsk natur, mens *Hylotelephium telephium*,

Phedimus aizoon, *Sedum forsterianum*, *Sedum hispanicum* og *Sedum sexangulare* er arter med potensielt høy risiko.

Tabell 5: Arter fra *Crassulaceae* som brukes på ekstensive grønne tak i Norge, med gammelt og nytt navn, samt Artsdatabankens risikovurdering for spredning i norsk natur. Basert på Artsdatabanken, Braskerud (2014) og Nordeng et al. (2012). SE= arter med svært høy risiko, PH= arter med potensielt høy risiko, LO= arter med lav risiko og NK= arter med ingen kjente risiko.

Vitenskapelige navn etter Lid & Lid Norsk flora (Lid & Lid 2007)	Vitenskapelig navn (gammelt navn)	Norsk navn	Risiko-kategori
<i>Hylotelephium anacampseros</i>	<i>Sedum anacampseros</i>	Knebergknapp	LO
<i>Hylotelephium ewersii</i>	<i>Sedum ewersii</i>	Høstbergknapp	LO
<i>Hylotelephium maximum</i>	<i>Sedum telephium</i>	Smørbukk	
<i>Hylotelephium telephium</i>	<i>Sedum telephium</i>	Hagesmørbukk	PH
<i>Phedimus aizoon</i>	<i>Sedum aizoon</i>	Rakbergknapp	PH
<i>Phedimus hybridus</i>	<i>Sedum hybridum</i>	Sibirbergknapp	SE
<i>Phedimus kamtschaticus</i>	<i>Sedum kamtschaticum</i>	Gullbergknapp	LO
<i>Phedimus spurius</i>	<i>Sedum spurium</i>	Gravbergknapp	SE
<i>Phedimus stoloniferus</i>	<i>Sedum stoloniferum</i>	Krypbergknapp	NK
<i>Sedum acre</i>	<i>Sedum acre</i>	Bitterbergknapp	
<i>Sedum album</i>	<i>Sedum album</i>	Hvitbergknapp	
<i>Sedum anglicum</i>	<i>Sedum anglicum</i>	Kystbergknapp	
<i>Sedum floriferum</i>	<i>Sedum floriferum</i>	Blomsterbergknapp	
<i>Sedum forsterianum</i>	<i>Sedum forsterianum</i>	Konglebergknapp	PH
<i>Sedum hispanicum</i>	<i>Sedum hispanicum</i>	Gråbergknapp	PH
<i>Sedum lydium</i>	<i>Sedum lydium</i>	Lydisk bergknapp	NK
<i>Sedum rupestre</i>	<i>Sedum rupestre</i>	Broddbergknapp	
<i>Sedum sexangulare</i>	<i>Sedum sexangulare</i>	Kantbergknapp	PH
<i>Sedum villosum</i>	<i>Sedum villosum</i>	Lodnebergknapp	

Stauder

Flere tørketålende flerårige urteaktige arter kan brukes på grønne tak i tynne vekstmedium for å skape variasjoner i farger og struktur, samt sesongmessige forskjeller. Men utvalget er begrenset. Mange arter har et dypt og/eller kraftig rotsystem som gjør dem uegnet for ekstensive grønne tak. Andre kan ha begrenset tørketoleranse eller evne til å overleve stressforholdene på grønne tak. Arter med stor biomasse krever oftest et dypere, fuktigere og mer næringsrikt vekstmedium (Dunnett & Kingsbury 2008; Noreng et al. 2012; Snodgrass & Snodgrass L 2006).

Stauder brukes ofte i matter av *Sedum*, urter og gress for å skape blomstring hele sesongen. I kombinasjon med arter av *Sedum* og gress kan utvalget av stauder økes. For eksempel har Veg Teck ca.10 arter å velge i mellom til sine rene staudematter, mens utvalget av stauder som kan brukes i *Sedum*, urter og gressmater er større, og det er også andre arter som kan brukes (Tabell 6). I følge Dunnett og Kingsbury (2008) har noen stauder vist seg å være mer vellykket når de er plantet i kombinasjon med gressarter. Konkurransen med gressarter

holder dem mer kompakte og uten denne konkurransen har de en tendens til å vokse seg høyere enn det som er passende på grønne tak. Eksempel på stauder hvor dette gjelder er arter i *Centaurea* (knoppurtslekta) og *Cichorium intybus* (sikori) (Tabell 7).

Tabell 6: Flerårige urteaktige arter som ofte brukes i vegetasjonsmatter i Norge. Basert på Veg Teck AB og ZinCo Norge AS.

Veg Teck:	<p>Stauder i <i>Sedum</i>, urter og gressmatter: <i>Achillea millefolium</i> (ryllik), <i>Campanula rotundifolia</i> (blåklokke), <i>Dianthus arenarius</i> (sandnellik), <i>Dianthus deltoides</i> (engnellik), <i>Echium vulgare</i> (ormehode), <i>Galium verum</i> (gulmaure), <i>Geum rivale</i> (enghumleblom), <i>Hieracium pilosella</i> (hårsvæve), <i>Leucanthemum vulgare</i> (prestekrage), <i>Trifolium repens</i> (hvitkløver), <i>Thymus serpyllum</i> (småtimian), <i>Veronica spicata</i> (aksveronika).</p> <p>Rene staude matter: <i>Bistorta affinis</i> 'Darjeeling red', <i>Fragaria vesca</i> 'Rugen' (markjordbær 'Rugen'), <i>Geranium x cantabrigiense</i> 'Karmina', <i>Geranium x cantabrigiense</i> 'Biokovo', <i>Hedera helix</i> 'Hestor' (bergflette 'Hestor'), <i>Leptinella dioica</i> (tråkkbregne), <i>Potentilla tridentata</i> 'Nuuk', <i>Thymus</i> spp., <i>Vinca minor</i> (gravmyrt), <i>Waldsteinia ternata</i> (sibirmuregull).</p>
ZinCo	<p><i>Achillea tomentosa</i> (filtryllik), <i>Dianthus carthusianorum</i> (kartusianarnellik), <i>Dianthus deltoides</i>, <i>Dianthus plumarius</i> (fjørnellik), <i>Hieracium pilosella</i>, <i>Petrorhagia saxifraga</i>, <i>Saponaria ocymoides</i>, <i>Saxifraga paniculata</i> (bergjunker), <i>Thymus serpyllum</i>.</p>

I følge Dunnnett og Kingsbury (2008) er *Petrorhagia saxifraga* den mest suksessrike arten i substratdybde på 4-6 cm. I noe dypere substrater (6-12 cm) er det for det meste lavtvoksende og teppedannende arter av *Alyssum*, *Campanula*, *Dianthus*, *Potentilla* og *Thymus* som kan overleve. I substratdybder på 10-20 cm er det et stort utvalg av arter som kan benyttes, for det meste engplanter fra tørre habitater (Tabell 6). En undersøkelse i Aten viste at de tre stedeagne aromatiske og tørketilpassete flerårige urteaktige artene *Artemisia absinthium* (ekte malurt), *Helichrysum italicum* og *Helichrysum orientale* var egnet for ekstensive grønne tak eller semi-intensive grønne tak med begrenset vanning og substratdybde (Papafotiou et al. 2013). I følge Nagase og Dunnnett (2010) er *Armeria maritima* (fjørekkoll) og *Prunella vulgaris* (blåkkoll) arter med god overlevelse etter tørke.

Tabell 7: Flerårige urteaktige arter som kan brukes på ekstensive og semi-intensive grønne tak. Basert på Dunnett og Kingsbury (2008) og Snodgrass og Snodgrass (2006)

Taktype	Arter
Ekstensive grønne tak Substratdybde: 4-6 cm	<i>Acinos alpinus</i> , <i>Carlina acaulis</i> (sølvstistel), <i>Euphorbia cyparissias</i> (sypressvortemelk), <i>Herniaria alpina</i> , <i>Petrorhagia saxifraga</i> , <i>Sagina subulata</i> (sylsmåarve), <i>Saxifraga paniculata</i> (bergjunker), <i>Scutellaria orientalis</i> (Dunnett & Kingsbury 2008).
Ekstensive grønne tak Substratdybde: 6-12 cm	<i>Alyssum montanum</i> , <i>Antennaria dioica</i> (kattefot), <i>Anthyllis vulneraria</i> (rundskolm), <i>Armeria maritima</i> (fjørekkoll), <i>Cerastium tomentosum</i> (filtarve), <i>Dianthus arenarius</i> , <i>Hieracium pilosella</i> (hårsvæve), <i>Iris pumila</i> , <i>Potentilla neumanniana</i> (vårmure), <i>Prunella grandiflora</i> , <i>Saponaria ocymoides</i> (krypsåpeurt), <i>Thymus pulegioides</i> (bakketimian) (Dunnett & Kingsbury 2008; Snodgrass & Snodgrass L 2006).
Ekstensive/ semi-intensive grønne tak Substratdybde: 10-15 cm	<i>Achillea millefolium</i> (ryllik), <i>Anthemis tinctoria</i> (gulgåseblom), <i>Aquilegia canadensis</i> , <i>Artemisia stellariana</i> , <i>Campanula rotundifolia</i> (blåklokke), <i>Erigon glaucus</i> , <i>Eriophyllum lanatum</i> , <i>Euphorbia myrsinites</i> , <i>Gallium verum</i> (gulmaure), <i>Linum flavum</i> , <i>Oenothera macrocarpa</i> , <i>Opuntia humifusa</i> , <i>Origanum vulgare</i> (bergmynte), <i>Phlox subulata</i> (vårfloks), <i>Scabiosa columbaria</i> , <i>Silene uniflora</i> (strandsnelle), <i>Veronica prostrata</i> (Dunnett & Kingsbury 2008; Snodgrass & Snodgrass L 2006).
Semi-intensive grønne tak Substratdybde: 15-20+ cm	<i>Aloe</i> spp., <i>Cichorium intybus</i> (sikori), <i>Heuchera</i> spp., <i>Knautia arvensis</i> (rødknapp), <i>Kniphofia 'Border Ballet'</i> , <i>Libertia formosa</i> , <i>Omphalodes linifolia</i> (linkjærminne), <i>Omphalodes verna</i> (vårkjærminne), <i>Tradescantia ssp.</i> , <i>Trifolium repens</i> (hvitkløver) (Dunnett & Kingsbury 2008).

Ved å sammenlikne slektene som brukes på grønne ekstensive og semi-intensive grønne tak i Norge (Tabell 6) med slekter som har vist seg egnet eller har potensial for grønne tak med tynne substrater i Sentral-Europa og Nord-Amerika (Tabell 7), viser det seg at arter i slektene *Achillea*, *Dianthus*, *Hieracium* og *Thymus* er gode kandidater til ekstensive og semi-intensive grønne tak. Ved å sammenlikne artene i tabell 7 med arter med artene Veg Teck benytter i Norge, og som er dyrket i Sverige, ser man at *Achillea millefolium*(ryllik), *Campanula rotundifolia* (blåklokke), *Dianthus arenarius* (sandnellik), *Galium verum* (gulmaure) og *Hieracium pilosella*(hårsvæve) er arter som overlever på ekstensive og semi-intensive tak i Sentral-Europa, Nord-Amerika, Sverige og Norge. Det må påpekes at arter og slekter som er med i denne oppgaven bare er et lite utvalg av hva som finnes på markedet. Det kan derfor være flere arter og slekter som egner seg på ekstensive og semi-intensive grønne tak og som ikke har blitt "fanget opp" i denne oppgaven.

Gress og starr

Det er få arter av gress og starr som trives på ekstensive og semi-intensive grønne tak med begrensede substratdybder. De har oftest større biomasse og rotsystem enn sukkulenter og krever derfor et dypere vekstmedium. Det er i hovedsak de korte gress- og starrartene som er aktuelle for ekstensive grønne taksystemer. Grønne tak med gress må være tilgjengelig

for skjøtsel og vedlikehold siden gressarter ofte krever hard klipping for å starte ny vekst (Snodgrass & Snodgrass L 2006).

Tabell 8 viser at i de tynne substratdybdene (4-6 cm) er det stort sett korte arter av *Festuca* og et begrenset antall av arter av starr som oftest benyttes. I følge Dunnett og Kingsbury (2008) har *Carex caryophylla* vist seg som et godt alternativ for tak med begrenset substratdybde. I litt dypere substrater (6-12 cm) kan flere arter av *Festuca* og *Carex* benyttes. *Melica ciliata* er et av de mest attraktive korte gressartene og har vist god overlevelse i denne dybden. Når substratdybden økes ytterligere (10-20 cm) kan flere attraktive prydgressarter benyttes. Flere arter av *Stipa* kan vokse i denne dybden. *Briza media* er en ettårig art som frør seg fra år til år. Gressarter vil oftest ikke få den samme høyden på grønne tak som de kan få på bakkenivå (Dunnett & Kingsbury 2008). Det er også funnet at gressartene *Koeleria macrantha* og *Trisetum flavescens* (gullhavre) viste god overlevelse etter tørkeforhold (Nagase & Dunnett 2010).

Tabell 8: Arter av gress og starr som kan brukes på ekstensive og semi-intensive grønne tak. Basert på Dunnett og Kingsbury (2008) og Snodgrass og Snodgrass (2006).

Taktype	Arter
Ekstensive grønne tak Substratdybde: 4-6 cm	<i>Carex caryophylla</i> , <i>Conrybephorus canescens</i> , <i>Festuca punctoria</i> , <i>Festuca vivipara</i> (geitsvingel) (Dunnett & Kingsbury 2008).
Ekstensive grønne tak Substratdybde: 6-12 cm	<i>Bouteloua curtipandula</i> , <i>Buchloe dactyloides</i> , <i>Koeleria macrantha</i> (Dunnett & Kingsbury 2008; Snodgrass & Snodgrass L 2006). <i>Bouteloua gracilis</i> , <i>Carex firma</i> , <i>Carex montana</i> , <i>Carex ubrosa</i> , <i>Festuca cinerea</i> , <i>Festuca ovina</i> (sauesvingel), <i>Festuca rupicola</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Melica ciliata</i> (Dunnett & Kingsbury 2008).
Ekstensive/ semi-intensive grønne tak Substratdybde: 10-15 cm	<i>Carex flacca</i> , <i>Festuca</i> spp., <i>Helictotrichon</i> spp., <i>Koeleria glauca</i> , <i>Koeleria pyramidalis</i> (grøn kambunke), <i>Sesleria autumnalis</i> , <i>Sesleria caerulea</i> (svenske gress) (Dunnett & Kingsbury 2008; Snodgrass & Snodgrass L 2006). <i>Briza media</i> , <i>Briza minor</i> , <i>Carex digitata</i> , <i>Festuca amethystina</i> , <i>Festuca mairei</i> , <i>Helictotrichon sempervirens</i> , <i>Koeleria valesiana</i> , <i>Stipa</i> ssp. (Dunnett & Kingsbury 2008).
Semi-intensive grønne tak Substratdybde: 15-20+ cm	<i>Sporobolus heterolepis</i> (Dunnett & Kingsbury 2008; Snodgrass & Snodgrass L 2006). <i>Calamagrostis brachytricha</i> , <i>Carex morrowi</i> 'Variegata', <i>Deschamsia caespitosa</i> , <i>Festuca scoparia</i> (mattesvingel), <i>Luzula nivea</i> , <i>Luzula sylvatica</i> (storfrytle), <i>Stipa calamagrostis</i> (Dunnett & Kingsbury 2008).

I sine Sedum, urter og gressmatter bruker Veg Teck AB gressartene *Corynephorus canescens* (strandskjegg), *Festuca ovina* (sauesvingel), *Poa alpina* (fjellrapp) og *Poa compressa* (flatrapp) (Veg Teck Norge). ZinCo bruker *Koeleria glauca* i sine blandingsmatter (ZinCo Norge AS).

Løk- og knoll vekster

Et begrenset antall av geofytter kan brukes på grønne tak i klima med våte og kalde vårsesonger. Tynne vekstmedium passer ikke store løk. Dvergarter av *Iris*, *Allium*, *Tulipa*, *Narcissus*, *Muscari* og *Crocus* kan være aktuelle (Snodgrass & Snodgrass L 2006). Ved bruk av geofytter på grønne ekstensive tak gir en substratdybde på 10 cm gir best overlevelse. Et dypere substrat gir bedre fuktighetsbevaring, færre temperatur svingninger og mer beskyttelsen mot graving av dyr enn et grunt substrat (Nagase & Dunnett 2013).

Tabell 9 viser at *Allium* ssp. er gode alternativer for ekstensive og semi-intensive grønne tak med tynne substrater. Nagase og Dunnett (2013) fant i Storbritannia at *Iris bucharica*, *Muscari azureum*, *Tulipa clusiana* var. *chrysantha*, *Tulipa humilis*, *Tulipa tarda* og *Tulipa turkestanica* var arter som klarte seg bra i en substratdybde på 5 cm. *Narcissus cyclamineus* 'Febryary Gold' og *Tulipa urumiensis* krevde en substratdybde på 10 cm.

Tabell 9: Løkvekster som kan brukes på ekstensive og semi-intensive grønne tak. Basert på Dunnett og Kingsbury (2008) og Snodgrass og Snodgrass (2006).

Taktype	Arter
Ekstensive grønne tak Substratdybde: 4-6 cm	<i>Allium schoenoprasum</i> (gressløk) (Dunnett & Kingsbury 2008; Snodgrass & Snodgrass L 2006). <i>Allium atropurpureum</i> , <i>Allium caeruleum</i> , <i>Allium carinatum</i> (roseløk), <i>Allium flavum</i> , <i>Allium insubricum</i> , <i>Allium cyaneum</i> (Dunnett & Kingsbury 2008).
Ekstensive grønne tak Substratdybde: 6-12 cm	<i>Allium cernuum</i> , <i>Allium moly</i> (Dunnett & Kingsbury 2008; Snodgrass & Snodgrass L 2006). <i>Allium strictum</i> , <i>Allium vineale</i> (strandløk), <i>Muscari armeniacum</i> (krukkeperleblom), <i>Muscari botryoides</i> (perleblom) (Dunnett & Kingsbury 2008).
Ekstensive/ semi-intensive grønne tak Substratdybde: 10-15 cm	<i>Allium christopii</i> , <i>Allium karataviense</i> , <i>Anemone apennina</i> , <i>Anemone blada</i> , <i>Crocus chrysanthus</i> , <i>Hyacinthoides non-striata</i> (klokkeblåstjerne), <i>Hyacinthoides hispanica</i> (spania blåstjerne), <i>Ixia</i> spp., <i>Narcissus</i> spp. (Dvergarter), <i>Nerine</i> ssp., <i>Scilla mischtschenkoana</i> (tyrker blåstjerne), <i>Tulipa</i> ssp. (dverghybrider) (Dunnett & Kingsbury 2008).

Lignoser

Det er et begrenset utvalg av lignoser som kan overleve på ekstensive og semi-intensive grønne tak. Noen kan overleve i substratdybder ned til 15 cm, dette er tørketilpassede arter med små blader, eller aromatiske dverg busker.

Slekter og arter som kan benyttes er i følge Dunnett og Kingsbury (2008):

- *Cytisus* (gyvelslekten) - for eksempel *Cytisus 'Amber Elf'*, *Cytisus procumbens*
- *Genista* (ginstslekta) - for eksempel *Genista pilosa 'Procumbens'*, *Genista sagittalis*
- *Caragana* (ertebuskslekten)

- *Ononis* (beinurtslekta)
- *Cotoneaster* 'Coral Beauty' (vintermispel 'Coral Beauty')
- *Rosa pimpinellifolia* (trollnype)
- *Rosa gallica*
- *Prunus tenella*
- *Salix lanтана* (ullvier), *Salix repens* (krypvier), *Salix retusa*

Veg Teck AB bruker *Cotoneaster* 'Coral Beauty' i sine buskmatter.

Enkelte koniferer kan brukes på grønne tak, men krever en substratdybde på minimum 15 cm. De kan brukes for å skape visuelle inntrykk og kan oftest, med godt resultat kombineres med andre planteslag, som dvergarter av gress. Koniferer mister ofte bladene (nålene) hvis de tørker ut og dette bladtapet er mer eller mindre permanent. De er oftest saktevoksende, men over tid kreves det noen ganger beskjæring, for at de ikke skal bli for store. Vanning anbefales når koniferer skal anvendes på grønne tak (Dunnett & Kingsbury 2008).

Noen arter som har potensial for grønne tak, kan i følge Dunnett og Kingsbury (2008) være:

- *Juniperus communis* ssp..*nana* (fjelleiner), *Juniperus horizontalis*, *Juniperus procumbens*
- *Pinus aristata*, *Pinus mugo* var.*pumilio* (buskfuru)

Ettårige arter

Enkelte ettårige arter kan bli brukt på ekstensive og semi-intensive grønne tak. Det er ofte arter som er tilpasset varme og tørre forhold. De overlever de tøffest periodene i året gjennom frøhvile. Med sin korte levetid bør de ikke være de dominerende arter på grønne tak, men kan brukes som sesongmessige innslag i beplantninger. Generelt trives ettårige arter best i dypere vekstmedier på grønne tak, Jo dypere jord jo større er muligheten for suksess. På tynne vekstmedier er det ofte behov for vanning (Dunnett & Kingsbury 2008; Snodgrass & Snodgrass L 2006).

Ettårige arter bidrar ikke til stort volum med vegetasjon, men kan ha en stor innvirkning gjennom deres intense blomstringsfarger og strukturer. Ved valg av ettårige arter til grønne tak så ønskes ofte en rask blomstring, som varer igjennom vekstsesongen og utover høsten. Arter som *Gypsophilia muralis* og *Linaria maroccana* kan blomstre innen 6-8 uker etter såing. *Centaurea cyanus*, *Chrysanthemum segetum* og *Linum grandiflorum* var.*rubrum* har en blomstringstid som kan vare over flere måneder. *Centaurea cyanus* kan også blomstre fram til høsten. *Papaver somniferum* får attraktive frøhoder etter blomstring som står gjennom vinteren (Tabell 10) (Dunnett & Kingsbury 2008). I følge Snodgrass og Snodgrass (2006) kan tørketolerante arter som *Portulaca* spp. (portulakkslekten), *Phacelia campanularia* (klokkehonningurt) og *Townsendia eximia* benyttes på grønne tak for å gi rask blomstring og fargeinnslag i beplantninger den første vekstsesongen.

Tabell 10: Ettårige arter som kan brukes på ekstensive og semi-intensive grønne tak. Basert på Dunnett og Kingsbury (2008)

Vitenskapelige navn	Norsk navn etter Lid og Lid (2007)	Egenskaper
<i>Centaurea cyanus</i>	kornblom	Lang blomstringstid Sen blomstringstid
<i>Coreopsis tinctoria</i>	purpurøye	Visuelle kvaliteter
<i>Glebionis segetum</i>	gullkrage	Lang blomstringstid
<i>Gypsophila muralis</i>	murslør	Rask blomstring
<i>Linaria maroccana</i>	sommertorskemunn	Rask blomstring
<i>Linum grandiflorum</i> var. <i>rubrum</i>	rødlin	Lang blomstringstid
<i>Papaver somniferum</i>	opiumsvalmue	Frøhoder utover vinteren

Ettårige arter Veg Teck AB benytter i sine engfrøblandinger er: *Agrostemma githago* (klinge), *Centaurea cyanea*, *Papaver dubium* (brakkvalmue) og *Papaver rhoeas* (kornvalmue).

2. GRØNNE VEGGER

Dunnett og Kingsbury (2008) definerer grønne vegger (Green walls) som en selvfornyende og levende kledning på bygninger. De består av planter som dekker veggene til bygninger og kan være forskjellige arter og sorter av klatreplanter eller konstruerte modulsystemer med planter som monteres sammen i den form og funksjon som ønskes. For høye bygninger kan det også brukes kombinasjoner av klatreplanter og modulsystemer som dekker hele bygningsfasaden. Formålet med grønne vegger er ofte å dekke stygge fasader, skape kunstneriske og arkitektoniske uttrykk eller ha fokus på forskjellige miljøeffekter (Dunnett & Kingsbury 2008; Sheweka & Magdy 2011).

Bruken av planter på fasader er et relativt nytt felt, men det bygger på gammel kunnskap og erfaringer. For 2000 år siden ble det brukt drueplanter på fasader i middelhavsregioner. Det ga skygge for fasader og hadde en økonomisk verdi siden frukten også kunne konsumeres. I tysktalende land var det tidlig på 1900 tallet en omfattende bruk av klatreplanter med den hensikten å integrere hus og hage i kunst og arkitektur. Dette var ideer med rot i Jugendstilen (Art Nouveau) og det var spesielt *Parthenocissus tricuspidata* som ble brukt. Siden falt interessen igjen på 1930 tallet. På 1980 tallet var det en voksende interesse for miljøspørsmål i Sentral Europa. Det resulterte i en visjon om å bringe naturen tilbake til byene og interessen for grønne vegger steg igjen (Dunnett & Kingsbury 2008; Køhler 2008). En trend i dag er at fasader er viktige som egne elementer i arkitekturen, farger og overflater relateres mer til selve materialet enn til malingstype (Iversen 2012).

Den forskningen som har vært utført har hatt fokus på hvordan problemer som har oppstått på grunn av dårlig planlegging og gjennomføring, kan unngås. Tradisjonelt har det blitt brukt klatreplanter som har festet seg direkte på fasaden og ført til skader på bygg, samt skapt utfordringer i vedlikeholdet av fasaden. Dette sammen med motforestillinger mot å blande sterkt voksende vegetasjon og bygninger har gjort at mange ikke har villet ha planter på bygninger. Ny teknologi med systemer og materialer som også holder plantene unna selve fasaden, samt økt tilgjengelighet gjennom internasjonale nettverk av leverandører og produsenter har skapt en ny interesse og oppblomstring av grønne fasader (Dunnett & Kingsbury 2008).

2.1 Grønne fasader

Grønne fasader refererer i hovedsak til klatreplanter på bygningsfasader. De er enten selvklatrende eller trenger hjelp til å klatre. Plantene er oftest plantet i substrat på bakkenivå, men kan også plantes slik at plantene henger nedover veggen (Dunnett & Kingsbury 2008;

Francis & Lorimer 2011). Det kan brukes mange ulike planteslag som for eksempel klatreplanter, ettårige arter, busker og frukttrær. Klatreplanter som er mye brukt er blant annet *Wisteria sinensis* (blåregn), *Parthenocissus tricuspidata* (rådhusvillvin), *Parthenocissus quinquefolia* (klatrevillvin), *Hedera helix* (eføy), *Humulus lupulus* (humle) og *Fallopia baldschuanica* (klatreslirekne). Ettårige planter kan være for eksempel *Cobaea scandens* (klokkeranke) og *Pueraria lobata* (Dunnett & Kingsbury 2008).

2.1.1 Klatreplanter:

Klatreplanter kan enten være selvklatrende (Figur 13), eller så trenger de noe å klatre på. Det er også flere forskjellige støtteordninger som kan brukes og som holder plantene vekk fra selve fasaden (Dunnett & Kingsbury 2008). I følge Dunnett og Kingsbury (2008) kan det være:

1. espalier eller et rammeverk av vertikale og horisontale elementer.
2. horisontal støtte
3. vertikal støtte.



Figur 13: Vegetasjon på murvegg i Oslo. Foto: Sigrid Murud / Bygg og Bevar (Langeland 2014).

2.1.1.1 Klassifisering av klatreplanter

I følge Dunnett og Kingsbury (2008) kan klatreplanter klassifiseres etter: klatreplanter som trenger støtte, ekte klatreplanter, slyngplanter og klatreplanter med spesialiserte blader.

Klatreplanter som trenger støtte

Defineres ikke som ekte klatreplanter siden de mangler de sofistikerte festemåtene som ekte klatreplanter har. Mange bruker torner for å henge seg fast på stengler eller stammer til andre planter, men de er ofte ikke gode klatrere på kunstig støtteanordninger og kan ende

opp som ugjennomtrengelig kratt på bakkenivå. Arter uten torner må ha noe å støtte seg til for å kunne nå toppen av for eksempel busker eller trær, der de tilslutt brer seg utover. Eksempel på arter: *Rosa* spp.

Ekte klatreplanter som ikke trenger støtte:

- **Selvheftende klatreplanter**

Dette er de enkleste i bruk, de trenger ikke støtte, bygger ikke mye i dybden og er derfor attraktive plantearter å bruke. Vintergrønne arter av *Hedera* holder seg helt nært veggen til de blir gamle og får mer treaktig og tykkere vekst. De har evne til å dekke store arealer og er derfor gode alternativer for vegger uten vinduer. Andre selvklatrende klatreplanter som *Euonymus fortunei* kan ha en mer buskete form. *Hydrangea petiolaris* og relaterte planter som *Scizophragma hydrangeioides* er gode alternativer for skyggefulle vegger.

- **Klatreplanter med luftrøtter**

De fleste arter av *Hedera* og enkelte andre arter, spesielt klatrende medlemmer av *Hydrangeaceae* har luftrøtter. Små røtter kommer fra greinene og trenger seg inn i mellomrommene på rue overflater, bark eller steiner. Disse luftrøttene krever en viss grad av ruhet på overflaten for at de mikroskopiske rothårene skal kunne gripe tak i underlaget. Røttene kan trenge inn og ødelegge veggkonstruksjonen. Skinnende eller malte overflater som er veldig reflekterende er generelt ikke bra for selvklatrende klatreplanter.

- **Klatreplanter med sugekopper**

Noen arter som *Parthenocissus tricuspidata* (rådhusvillvin) og *Parthenocissus quinquefolia* (Klatrevillvin) bruker en limliknende substans for at spesialiserte sugekopper skal kunne feste seg til veggen. De er mindre skadelig for veggkonstruksjonen enn arter med luftrøtter. De fleste selvklatrende klatreplanter vokser oppover mot lyset og kan få problemer med å feste seg hvis veksten blir tvunget vekk fra lyset. Disse artene bør derfor plantes i den mørkeste enden av plantestedet for å kunne strekke seg mot lyset.

Slyngplanter

Slyngplanter slynger seg rundt andre planter når de klatrer. De varierer mye i størrelse. Noen arter av *Wisteria* kan potensielt nå 30 m, men siden de har en veldig sterk naturlig tendens til å gå vertikalt i en retning kan det være vanskelig å få dem til å gå horisontalt. Store slyngplanter kan bli treaktig med alderen og få en betydelig vekt (Tabell 11).

Støtteanordninger må derfor være sterke nok å holde plantene.

Klatreplanter med spesialiserte blader som hefter seg fast med slyngtråder

Slyngtrådklatrere som arter av *Vitis* fester seg med slyngtråder fra unge stengler.

Slyngtrådene kan vare i flere år før de til slutt dør. I naturen sørger slyngtrådene for å dytte

planten utover og oppover og lar de gamle og tyngre stammene bli støttet av trærne de vokser på. Vekten må tas hensyn til når disse plantene skal brukes på fasader.

Bladslyngende klatrere som for eksempel *Clematis* bruker bladstilkene til å holde seg fast med. På løvfellende arter fortsetter de døde bladstilkene å holde fast gjennom vinteren (Dunnett & Kingsbury 2008).

Plantearter som kan brukes til å henge nedover fasader

Hengende planter kan brukes til å dekke veggområder på steder der det er vanskelig å plante på bakkenivå, eller hvor det er for mørkt for plantevekst. Klatreplanter kan plantes i plantekasser høyt på veggen eller i jord på toppen av veggen. Arter fra *Hedera*, *Clematis* og *Parthenocissus* er ofte mye brukt og er veldig effektive. Storbladete arter av *Actinidia* eller *Vitis* kan også brukes for å skape mer dramatiske uttrykk. Andre arter som *Jasminium officinale* og krypende busker som *Cotoneaster dammeri* er også arter som kan brukes som hengeplanter (Dunnett & Kingsbury 2008).

2.11.2 utfordringer ved bruk av klatreplanter

Klatreplanter på fasadevegger kan føre til vannskader på veggkonstruksjonen. Fuktighet imellom vegetasjonen og fasadeveggen kan føre til råte i treverket, eller at mørtel og tegl blir svekket. Arter med slyngtråder som presser seg inn fasadeveggen kan gi sprekker hvor vannet kan trenge inn. Hvis takrenner tettes finner vannet nye veier og kan skade fasadeveggene. Noen slyngplanter kan også løfte takstein og rive beslag løs fra veggen (Tabell 11). Klatreplanter kan bli store og tunge når de blir gamle og kan rive murpussen av veggen og falle ned, spesielt hvis veggen har blitt vannskadet fra før (Langeland 2014).

Tabell 11: Arter av klatreplanter som kan gi utfordringer for ved bruk på veggfasader. Basert på Langeland (2014)

Utfordringer	Arter
Kan bli svært tunge med alderen	<i>Hedera helix</i> (bergeføy), <i>Hydrangea anomala</i> ssp. <i>Petiolearis</i> (klatrehortensia), <i>Parthenocissus quinquefolia</i> (klatrevillvin), <i>Parthenociccus tricispidata</i> (rådhusvillvin)
Kan feste seg til mur og treverk	<i>Hedera helix</i> , <i>Hydrangea anomala</i> ssp. <i>Petiolearis</i> , <i>Parthenocissus quinquefolia</i> , <i>Parthenociccus tricispidata</i>
Kan vokse inn i sprekker	<i>Parthenocissus inserta</i> (vanlig villvin).
Kan løfte takstein og presse ut beslag	<i>Actinidia</i> spp. (rødkattebusk), <i>Aristolochia macrophylla</i> (pipeholurt), <i>Celastrus scandens</i> (vanlig frøbusk). <i>Rosa</i> spp. (roser), <i>Vitis</i> spp. (drue), <i>Wisteria</i> spp. (blåregn),

I sine plantelister har Veg Teck et stort utvalg av arter og sorter de benytter på som klatreplanter. Slektene er: *Actinidia*, *Aristolochia*, *Celastrus*, *Clematis*, *Fallopia*, *Hedera*, *Humulus*, *Hydrangea*, *Lonicera*, *Parthenocissus*, *Rosa*, *Wisteria*.

2.2 Levende vegger

Levende vegger defineres som en vegg som inneholder vegetasjon i strukturen eller på overflaten og som ikke krever at plantene skal være plantet på bakkenivå (Francis & Lorimer 2011). Levende grønne vegger er selvforsynte vertikale hager, knyttet sammen i en frittstående ramme på utsiden eller innsiden av en bygning. De skiller seg fra tradisjonelle grønne fasader ved at plantene slår rot i veggen og får vann og næring fra veggen (Biotope Ltd 2014). Levende grønne veggssystemer tillater også et mye større utvalg av plantearter enn grønne fasader (Køhler 2008). Botanikeren Patrick Blanc har designet noen av de mest kjente vertikale veggene, deriblant verdenskulturnuseet Musée du Quai Branly i Paris (Figur 14). Veggen består av 250 forskjellige arter (Iversen 2012; Quai Branly Museum).



Figur 14: Før og etter bilder av Quai Branly Museum fra 2006 i Paris, Frankrike. Veggen er designet av Patric Blanc og arkitekten er Jean Nouvel (Quai Branly Museum).

Norges første moderne levende utendørsvegg i Kristiansand (Figur 15) strekker seg innenfra og ut og blir bundet sammen av en fasade av glass. Fordelt på forskjellige arter består innerveggen av 1175 planter og ytterveggen av 2880 planter (Blakstad 2014b).



Figur 15: Norges første moderne levende utendørsvegg i Kristiansand, strekker seg fra innerom til uterom. Foto: Arvid Ekle/Anlegg og utemiljø AS (Blakstad 2014b).

Levende vegger kan utformes i forskjellige mønstre for å friske opp kjedelige fasader og virke som naturlig isolasjon (Lloyd 2006). De er gode alternativer i byområder som har lite tilgjengelig areal for grøntområder på grunn av fortetning. De er også godt egnet i tørre områder siden det er mindre fordamping fra det sirkulerende vannet på en vertikal vegg enn i horisontale hager (Sheweka & Magdy 2011).

Levende vegger kan fungere som kunst, men også som jord- og hagebruk i urbane områder (Sheweka & Magdy 2011). Det er flere restauranter i London som har begynt med levende vegger der de blant annet dyrker urter. Den 9 m høye utstillingshagen B&Q Garden under Chelsea Flower Show i 2011 (Figur 16), viste med grønnsaker og urter dyrket i flere etasjer at mat kan produseres på små areal (Blakstad & Joelson 2013).



Figur 16: Utstillingshage under Chelsea Flower Show i 2011 Foto: Svanhild Blakstad/Byggeindustrien (Blakstad 2013a).

Moderne levende grønne veggssystemer er nytt i Norge selv om det har vært på markedet i Europa en god stund, men interessen i Norge er sterkt økende blant arkitekter og utbyggere (Blakstad & Joelson 2013). Levende vegg-løsninger er nå på full fart inn i norske næringsbygg (Blakstad 2013b). Levende vegger er dyre i drift og konstruksjon, noe som gjør at systemet foreløpig er mest aktuell for større næringsbygg og hoteller (Blakstad 2014a). Utvendig må en levende grønn vegg spyles for ikke å bli grå og stygg av svevestøvet veggen binder (Seehusen 2011).

I følge Dunnett og Kingsbury (2008) er det 3 hovedtyper av levende vegger: Levende vegger hvor plantene dyrkes vertikalt i strukturer som er festet til overflaten av veggkonstruksjonen,

levende vegger hvor plantene kan slå rot i materiale bak veggfasaden og til sist levende vegger hvor vekstmediet er oppbevart i veggstrukturen og hvor plantene er en integrert del av veggkonstruksjonen. Disse veggene kan være todimensjonale med en synlig side eller tredimensjonale med synlige for- og baksider. Levende vegger inne i bygninger kalles biowall (Dunnett & Kingsbury 2008).

For å lykkes med en levende vegg er det i følge Biowall AS fem suksesskriterier som må oppfylles. Det er plantelys, integrert design og teknisk løsning, plantevalg, vanning og vedlikehold (Biowall AS). I følge Dunnett og Kingsbury (2008) er det også viktig at vekstmediet ikke reagerer lett med andre elementer og ikke er biologisk nedbrytbart slik at behovet for å erstatte det blir minimalisert. Det må også være en måte å gi plantene vann og næring i løsning og veggen må holde vekstmediet og planter på plass (Dunnett & Kingsbury 2008).

Det kan brukes et drip-feed vanningssystem for å holde vekstmediet fuktig når det er plassert på veggen og en vanntett membran beskytter selve veggkonstruksjonen mot vannskader. Hydroponics er en teknologi hvor det ikke brukes vanlig vekstmedium, plantene får i stede vann og næring fra en næringsoppløsning etter plantenes krav. Systemet holdes konstant fuktig. Det kan sammenliknes med naturlige fjellsamfunn hvor vannet som drypper ned fra høyere områder er mettet med næringsstoffer fra erosjon av fjell eller fra nedbryting av plantemateriale (Dunnett & Kingsbury 2008).

Soleksponering og vind påvirker plantene på en levende vegg. Vegger mot solen mottar masse solinnstråling og det er viktig å vite nivået av strålingen før veggen konstrueres. For lyselskende planter kan mangel på lys gi dårlig vekst dersom det er skyggefullt.

Strekningsvekst mot lyset kan gi en svak og forlenget stengel. Det er vanlig å bruke *Sedum* øverst eller på de mest soleksponerte flatene på levende grønne vegger og bregner og skogplanter på de mest skyggefulle- og skjermete stedene. På overflater med moderate mengder sollys kan bregner, gress og en mengde stauder brukes (Dunnett & Kingsbury 2008).

2.3 Leverandører av grønne vegger

Vital Vekst AS

Vital Vekst AS samarbeider med arkitekter og byggherrer og leverer panelbaserte grønne veggssystemer til innendørs og utendørs bruk fra Sempergreen. Veggsystemene kan brukes til veggfasader, samt som støyskjermer, hagegjerdar og frittstående vegger (Vital Vekst AS).

Biotecture Ltd

Biotecture Ltd er et innovativt selskap fra England som ble etablert i 2007. De designer, installerer og styrer patenterte modulbaserte levende veggssystemer kalt Biowall. De driver også med rådgiving, forskning og konsulenttjenester. Biotecture Ltd. har samarbeidspartnere i Skandinavia, fastlands-Europa, Nord-Amerika og Midt-Østen. I Skandinavia er det BioWall som har lisens til å montere systemet.

Biotecture Ltd. bruker steinull som vekstmedium. Dette er produsert av det nederlandske selskapet Grodan, som har produsert steinull som vekstmedium siden 1969 og har jobbet med Biotecture Ltd. siden 2007 for å skreddersy et system som inkluderer vann- og næringstilførsel til de vertikale systemene som brukes (Biotecture Ltd 2014). Biotecture Ltd. påstår selv at deres systemer har det laveste vannforbruket av andre sammenlignbare levende vegg systemer. Gjennomsnittelig for en typisk installasjon i England er et vannforbruk på 1 liter per m² per dag.

Biowall AS er ledende i Norge på levering av de grønne systemene fra Biotecture Ltd. og har kontor i Trondheim. De har levert grønne vegger til inne og ute bruk siden 2011 og samarbeider med entreprenører og anleggsgartnere (Biowall AS).

Trondheimsfirmaet Anlegg og Utemiljø AS med eier og daglig leder Arvid Ekle leverer, monterer og importerer systemet fra Biotecture Ltd. (Blakstad 2014b; Seehusen 2010).

Systemet fra Biotecture Ltd ble brukt i Norges første moderne levende utendørsvegg i Kristiansand (Figur 15), det ble levert av BioWall AS og er oppført i samarbeid med Landskapsentreprenørene AS og Anlegg & Utemiljø AS (Blakstad 2014b).

DEL 2 - MILJØEFFEKTER AV GRØNNE TAK OG VEGGER

Denne delen presenterer en litteraturstudie på miljøeffekter av grønne tak og vegger i urbane områder og er delt inn i fire deler. Kapittel 3. omhandler hvordan grønne tak og vegger påvirker biodiversiteten, kapittel 4. tar for seg grønne tak og fordrøyning av overvann, kapittel 5. handler om hvordan grønne tak og vegger påvirker luftforurensninger og kapittel 6. omhandler grønne tak og vegger i forhold til urban heat island effekten.

De fleste av de publiserte artiklene som ble gjennomgått i denne delen hadde undersøkt miljøeffekter av grønne tak, spesielt ekstensive grønne tak. Det er derfor mindre om intensive grønne tak og lite grønne vegger i denne delen av oppgaven.

3. EFFEKTER AV GRØNNE TAK OG VEGGER PÅ BIODIVERSITET

Det urbane landskapet har en infrastruktur med lukkede overflater som skaper et uvennlig miljø for dyre- og plantelivet. For å kompensere for tap av habitat på bakkenivå har tanken vært at grønne tak brukes som et virkemiddel for å fremme biodiversitet. De kan fungere som øyer av biodiversitet i urbane miljøer og skape nye leveområder som ikke er i konkurranse med bygningsaktivitet eller under press fra fortetning. De er ofte også uforstyrret og dette gir stort potensial for utvikling av urban biodiversitet (Butler et al. 2012; Madre et al. 2014).

3.1 Jorddannelsesprosesser i vekstmedium på grønne tak

Vekstmediet (substratet) på ekstensive grønne tak er menneskeskapt og går igjennom avanserte jorddannelsesprosesser, lik de som skjer i jord på bakkenivå. Denne gradvise modningsutviklingen over tid kjennetegnes av forsuring, og økende innhold av organisk karbon og total nitrogen i jorden. Den fører til at gamle ekstensive grønne tak har et mer stabilt miljø i vekstmediet med mer organisk materiale, mer biologisk aktivitet og høyere biodiversitet enn yngre tak. Jorddannelsesprosesser i vekstmediet på ekstensive grønne tak gir et levende habitat for jordorganismer og et vekstmedium for planter, samt fremmer urban biodiversitet og minker habitatstap (Schrader & Böning 2006). Det ble funnet i en observasjonsstudie, på to ettermonterte fullskala brune tak, at gjentagende tørkeforstyrrelser holdt brune tak i et tidlig stadium av suksessjon (Bates et al. 2013).

3.2 Biodiversitet og planter

3.2.1 Tørketolerante arter for grønne tak

Grønne tak kan ha mange likhetstrekk med tørkeutsatte områder med grunn jord. Disse miljøene er viktige modeller for grønne tak når man skal velge planteslag.

Maclvor et al. (2011) fant i Canada at plantearter som er tilpasset tørre forhold har bedre overlevelse på ekstensive grønne tak enn plantearter som er tilpasset fuktige forhold. De fant at beplantninger med bare tørketålede plantearter, både i monokultur og i blandinger av ulike arter, hadde bedre overlevelse enn beplantninger bestående av blandinger av tørketålede arter og arter som er tilpasset fuktige forhold. Sammensetningen av plantearter og planteartsrikdommen påvirker funksjonene til grønne tak (Maclvor et al. 2011). I følge Nagase og Dunnett (2010) konkurrerer plantearter fra samme taksonomiske gruppe om ressurser når de vokser sammen. Artsrikdom i vegetasjonen reduserer vekstkraften til potensielle dominante arter (Nagase & Dunnett 2010).

I følge Van Mechelen et al. (2014) er plantearter som vokser på åpne habitater i Sør-Frankrike i hovedsak, sukkulenter, moser, lav og ettårigearter. 79 % av disse artene blir brukt på grønne tak i dag, og flere har potensial. Hovedvariasjonen i artssammensetningen på grønne tak blir bestemt av klima og jordrelaterte variabler (Van Mechelen et al. 2014). En undersøkelse i Aten fant at aromatiske flerårige stauder var egnet for grønne tak med begrenset substratdybde og vanning. Tilsetning av 20 % kompost i substratet forbedret etableringen, samt veksten under den første tørkeperioden. De konkluderer med at grønne substrat tilsatt kompost og med sparsom vanning gir lik eller bedre vekst hos plantearter, sammenliknet med dype substrater tilsatt torv og som vannes (Papafotiou et al. 2013).

Tørketoleranse i sukkulenter, urter og gress

I Storbritannia fant Nagase og Dunnett (2010) at større planteartsrikdom og kompleksitet i blandinger av *Sedum*, urter og gress på ekstensive grønne tak ga økt vegetasjons-overlevelse etter tørke. I følge Butler og Orians (2011) kan utvalget av plantearter som kan overleve i disse takhabitaterne økes ved å bruke plantearter som kan forbedre forholdene for andre arter under tørkeforhold, som ulike arter av *Sedum*. Arter som kan tilrettelegge for andre plantearter øker også habitatsverdien for arter av leddyr. Tilrettelegging og konkurranse mellom plantearter kan opptre samtidig, og hvordan de to kreftene påvirker andre plantearter er avhengig av klimaforholdene (Butler & Orians 2011). Det er også vist at ulike planteslag kan leve sammen uten at konkurranse opptrer. Det ble for eksempel vist at

det ikke var konkurranse mellom et overflateag av *Sedum album* og ulike arter av løk- og knollplanter (Nagase & Dunnett 2013).

3.2.2 Grønne tak som habitat for ville plantearter i urbant landskap

I ekstensive og semi-intensive grønne tak i Nord-Frankrike som var beplantet med arter av *Sedum*, mose, urter eller busker fant Madre et al. (2014) at takene også ble kolonisert av ville plantearter. Dette var i hovedsak lite næringskrevende og tørketålende vanlige urbane arter med gode spredningsegenskaper. Det var også noen rødlistearter med beskyttet status og noen invaderende fremmede arter. Halvparten av de koloniserende artene var insektpollinerte arter. Det var substratdybden som hadde størst innvirkning på koloniseringen og sammensetningen av villplantesamfunn, dype substrater hadde større artsmangfold enn grunne substrater. Takets alder, overflateareal, høyde og vedlikeholdsintensiteten påvirket, men i mindre grad. De konkluderer med at ved å bruke stedeegne plantearter, varierende substratdybde, forskjellige typer substrater og ved å la noen områder være åpne for kolonisering så vil det dannes flere tilgjengelige nisjer for villplantearter på grønne tak. Ekstensive og semi-intensive grønne tak er viktige for den urbane floraen. De kan skape habitater til villplantearter, både til vanlige og til arter med beskyttet status og dermed bevarer urbant biologisk mangfold (Madre et al. 2014).

Bates et al. 2013 gjorde en observasjonsstudie over fire år i Storbritannia på utviklingen av to ettermonterte fullskala brune tak som var oppbygd og designet som brownfieldområder. Hvert tak inneholdt forskjellige mikrohabitater med varierende substratdybde, grovhet og substratstruktur. Takene hadde forskjellige solforhold, og var beplantet med en frømiksblanding av stedeegne arter. Det var tilsatt *Sedum acre* i frømiksen for å tilrettelegge for naboplanter i perioder med tørke og vannmangel. De fant at lengre perioder uten regn påvirket vegetasjonen på de brune takene sterkt, men det var store forskjeller i tørketoleranse hos de forskjellige artene. Planter på brune tak med noe skygge og områder med dypere substrat viste seg å være mindre sårbare ovenfor tørke enn planter i grunne substrater med full sol. Mikrohabitater med grove substratstrukturer hadde den største artsrikdommen, og flest antall arter som kunne sette frø. Mikrohabitater i full sol og som var tilsatt kompost hadde planter i god vekst når det ikke var vannmangel. Når vannmangelen ble en stressfaktor minket disse mer markert i antall enn planter i mikrohabitater uten kompost. Ved studieslutt var det mose som dominerte og dekket mesteparten av mikrohabitat med fine substratstrukturer. Dekningsgraden av urter var generelt lav, høyest i mikrohabitat med grove substratstrukturer. *Sedum acre* var den dominante arten i de fleste mikrohabitat og hadde den største totale dekningsverdien ved studieslutt.

3.3 Leddyr på tak med vegetasjon

For at plantene på grønne tak skal vokse og gro er de avhengig av vann og næring. For å reprodusere er de også avhengig av dyrelivet på taket, som for det meste består av fugler og leddy. Til leddyrene hører blant annet insekter, edderkopper og krepsdyr. Leddyrene finnes både over bakken og i vekstmediet på grønne tak.

I Nord Frankrike undersøkte Madre et al. (2013) hvilke faktorer som formet artsmangfoldet av leddy på forskjellige typer grønne tak, med ulik kompleksitet i vegetasjons-sammensetningen. De enkleste taktypene var sedumtak og de mest komplekse var semi-intensive grønne tak bestående av arter av *Sedum* og mose som undervegetasjon til urteaktige planter og busker. De fant at leddyrsamfunnene var sammensatt av vanlige urbane tørketolerante arter (edderkopper, biller, nebbmunner og årevinger). Det ble observert to fremmede arter. Artsrikdommen og den totale mengden av leddy var høyest på semi-intensive grønne tak. I sedumtak ble vegetasjonen begrenset av substratdybden og det igjen påvirket mange av leddyartene. Det omkringliggende landskapet hadde liten påvirkning på leddyrenes sammensetning og antall. Det er taktypen og vegetasjonssammensetningen som setter begrensninger for evnen grønne tak har til å bedre det urbane artsmangfoldet av leddy (Madre et al. 2013).

MacIvor og Lundholm (2011) undersøkte insektenes artssammensetning og artsmangfold på fem etablerte intensive grønne tak med tilknyttede habitater på bakkenivå, i og rundt bysentrum i Halifax, Nova Scotia. Et bredt utvalg av insekter, inkludert sjeldne og truede arter ble samlet inn fra grønne tak. Arter med brede habitatnisjer og gode spredningsegenskaper utgjorde over halvparten av artene som ble innsamlet, både på tak og bakkenivå. Maur var det mest utbredte insektet på begge steder. I analysen fant de ingen signifikante forskjeller i insektenes artsrikdom, antall individer eller diversitetsindekser i sammenlikningen mellom grønne tak og områdene på bakkenivå. Det var likevel en tendens at artsrikdom og antall individer var større på bakkenivå for alle insektsordner (med unntak av orden tege) og artsmangfoldet viste seg å øke med avstanden fra sentrumskjernen. Sammensetningen av insekter var noe forskjellig mellom grønne tak og områdene på bakkenivå. Den valgte innsamlingsmetoden ikke kunne samle inn enkelte insektsarter, som døgnfluer, nettvinger og andre flygende insekter, samt larver og nymfer. De konkluderer med at intensive grønne tak kan gi urbane insekter lik habitatsverdi som habitater på bakkenivå og dermed bidra til å opprettholde det biologiske mangfoldet i urbane områder. Intensive grønne tak med nærliggende habitater på bakkenivå skaper nettverk hvor dyr og planter lettere kan spre seg mellom områdene. Kombinasjonen av grønne tak og habitater på bakkenivå bedrer

økosystemtjenester og bidrar til å bevare insektsarter i urbane områder (MacIvor & Lundholm 2011).

I en undersøkelse i London ble det funnet at et ungt brunt tak hadde det laveste artsmangfoldet av leddyr og den laveste andelen av sjeldne eller truede leddyrarter sammenlignet med et eldre sedumtak, og et brownfield område på bakkenivå. Forskning indikerer at nøkkelfaktorene som fremmer artsmangfoldet av leddyr på grønne tak ser ut til å være egenskapene til substratet og vegetasjonsstrukturen, ikke den spesifikke artssammensetningen av vegetasjonene i seg selv (Kadas 2006). Dunnett og Kingsbury (2008) viser til et prosjekt utført av Smith et al. (2006) hvor det ble undersøkt og samlet inn biodiversitetsprøver fra 61 hager av alle typer. Det ble funnet at det er den totale planteartsrikdommen som er nøkkelfaktoren for å fremme artsmangfoldet av leddyr. Bruk av stedegne arter har ingen signifikant effekt på biodiversiteten. For å fremme biodiversitet på vegeterte tak, kan noen av teknikkene som brukes på brune tak i dag kombineres med blandinger av stedegne og/eller ikke stedegne plantearter (Dunnett & Kingsbury 2008).

Jordmikroleddyr i substratet på grønne tak

Rumble og Gange (2013) fant i sin undersøkelse av to ekstensive grønne tak med *Sedum* og mose at den totale jordfaunadiversiteten var lav. Hoveddelen av artene som var tilstede i substratet var tørketolerante spretthaler og midd. Det var også små mengder av andre arter, som skolopendere, biller, nebbmunner og edderkopper, samt larver. Soppen *Arbuscular mycorrhizae* (AM) var ekstremt utbredt på takene. Det totale antallet av spretthaler og midd varierte ikke mellom takene. Spretthalene var mer utbredt i substratlaget enn i moselaget og middene viste en sterk preferanse for moselaget. Spretthaletettheten og artsmangfoldet ble begrenset av høy temperatur og lav jordfuktighet. Middtettheten var lav. Artsmangfoldet av midd var større, men minket med økende gjennomsnittstemperatur. Midd ble ikke påvirket av noen andre faktorer enn temperatur. Den lave utbredelsen av mikroleddyr på takene, samt mangelen på nøkkelarter (leddormer, isopoder og tusenbein) tydet på at takene hadde en fattig jordnæringskjede, som igjen påvirket næringstilgangen i jorden. Det lave antallet av edderkopper, skolopendere og rovmidd viste at en fattig jordnæringskjede også påvirker næringstilgangene for andre insekter over bakken. Dette setter begrensninger for floraen, den resterende faunaen over bakken og for taket som et urbant habitat. Manipulering av jordnæringskjeden til å bli en mer mangfoldig næringskilde, vil bedre habitatsverdien for mikroleddyr og plantesamfunn på ekstensive grønne tak. De to sedumtakene var like gamle og likt oppbygd. De ensartede, fattige jordleddyrssamfunnene som ble observert på begge takene understreker betydningen av å variere designen av grønne tak innenfor urbane områder, for på den måten å maksimere mangfoldet av plante- og dyresamfunn.

Fuktighetstilgjengelighet setter begrensninger for utbredelsen av mikrolededyr på grønne tak, men plantedekket og temperatur er også faktorer som spiller inn (Rumble & Gange 2013).

Schrader og Böning (2006) fant at de gradvise jorddannelsesprosessene som skjer i vekstmedium på ekstensive grønne tak påvirker spretthaler. Etter hvert som vekstmediet endrer egenskaper over tid så endres også livsvilkårene for spretthalerne, og nisjedannelsen øker. Antallet individer utvikler seg sakte, mens artsmangfoldet er veldig dynamisk og gjennomgår en gradvis utvikling over tid. Arter av spretthaler med brede habitatsnisjer er de første som koloniserer og dominerer. Senere kommer arter med smale habitatsnisjer (spesialistene) og artsmangfoldet av spretthaler øker. Blanding av arter med brede- og smalehabitatsnisjer fører til at noen arter vil være mer utbredt i substratet på gamle ekstensive grønne tak, andre arter i substrat på yngre ekstensive grønne tak. Noen arter vil være å finne på tak av alle aldre. Derfor vil også tettheten og artsrikdommen være forholdsvis like på ekstensive grønne tak med forskjellig alder, men artsmangfoldet vil være forskjellig (Schrader & Böning 2006).

I undersøkelsen til Schrader og Böning (2006) var antallet spretthaler veldig høyt i forhold til andre studier. Som en årsak til dette viser de til en undersøkelse foretatt av Steiner og Schrader (2002) som viste at et veldig høyt antall spretthaler i tynne substrater på ekstensive grønne tak kan tyde på mangel på meitemark. Videre viste denne undersøkelsen at meitemark etablerer seg i jorddybder på minst 12 cm og er derfor bare vanlig i vekstmedier på intensive grønne tak. I følge Brenneisen (2006) kan ikke meitemark overleve på grønne tak på grunn av den begrensede jorddybden som gjør at meitemarken ikke kan trekke seg ned til kaldere jorddybder under varme sommertemperaturer.

3.4 Grønne tak kan gi habitat for biearter

Bier og humler er effektive pollinatorer og viktige i reproduksjonsprosessen til mange plantearter. Bier og humler hører med til orden veps eller årevinger (*Hymenoptera*). Biene er vanligvis solitære og lever oftest som enkeltindivider. Noen biearter og alle humler er sosiale insekter og lever tett sammen i bol, tuer eller liknende. De solitære biene har forskjellige typer bol. Det kan for eksempel være ganger i jorden, i hule plantedeler eller i andre naturlige hulrom (Sundby 1995).

En studie utført i Chicago av Tonietto et al. (2011) viste at solitære bier, humler og honningbier var tilstede på grønne tak. Artsmangfoldet og artsrikdommen var lavere enn i områder på bakkenivå, som tradisjonelle byparker og prærier med høyt gress. Det var også færre individer. De fleste innsamlede artene på grønne tak var stedegne arter. 30 % av artene var representert med et enkelt individ. 60 % av artene var bakkehekkende, av dem

var halvparten jordlevende solitære bier. Antallet individer og artsrikdom økte jo større andeler av grønne områder det var i det omkringliggende landskapet rundt taket, med unntak av der landskapet på bakkenivå var dominert av plen. På grønne tak var det en signifikant sammenheng mellom antall bier og plantesammensetningen. Generelt ga større arts mangfold av blomstrende planter også større arts mangfold av bier. Tilstedeværelsen av mange jordhekkende bier viste at grønne tak lå innenfor bienes rekkevidde for næring, og at biene utnyttet substratene på grønne tak som reiområder.

Grønne tak i urbane områder kan utgjøre verdifulle områder for bevaring av bier og andre pollinatorer. Spesielt hvis de har et mangfold av stedegne plantearter som kan fungere som næringsressurser, og takene er designet for å imøtekomme bier med forskjellige krav til reiområder (bol). Grønne tak som er beplantet med ulike blomstrende plantearter som også gir taket en lang blomstringsperiode vil tiltrekke seg flere biearter enn sedumtak (Tonietto et al. 2011).

3.5 Verdien av grønne tak og vegger for fugler

Fuglenes naturlige leveområder forsvinner i urbane områder, men fugleartene har vist at de kan tilpasse seg forandringene og overleve i urbane landskap (Baumann 2006; Brenneisen 2003; Burgess 2004).

Brenneisen (2003) fant at grønne tak gir hekkeområder for bakkehekkende truede fuglearter, som blant annet dverglo (*Charadrius dubius*), vipe (*Vanellus vanellus*) og sanglerke (*Alauda arvensis*). Dette er arter som også står på norsk rødliste 2010 i kategoriene nær truet og sårbare arter (Artsdatabanken 2012a). Baumann (2006) fant i sin undersøkelse på grønne tak i Sveits at dverglo og vipe hekket på grønne tak, men de så at fugleunger ikke overlevde. Det kom av at det var liten tilgang på vann og næring, samt at noen fugleunger også falt ned fra de grønne takene. For at fugler skal kunne overleve på grønne tak må takene være designet og oppbygd som fuglenes naturlige habitater. Det må brukes materialer som har god vannlagringskapasitet for å skape fuktige områder. Det må også være en rik fauna for at bakkehekkende fugleunger, som ikke mates av foreldrene, skal kunne finne vann og næring. I tillegg må overflatene være ujevne og gi beskyttelse mot vær og vind, samt rovfugler (Baumann 2006).

Chiquet et al. (2013) undersøkte om grønne vegger med klatreplanter hadde flere fugler og var mer artsrike enn vegger uten vegetasjon. De undersøkte også om grønne vegger med vintergrønne klatreplanter var mer attraktive for fugler enn grønne vegger med løvfellende arter gjennom vinteren. Ved visuell observasjon fant de at tak på bygningene og den omkringliggende vegetasjonen rundt veggene ble brukt av fugler. I områder med grønne

vegger var antallet fugler større og det var også dobbelt så mange flokkfugler. Uansett tidspunkt, sesong eller type bladverk så var det signifikant flere fugler i assosiasjon med grønne vegger enn med kontrollveggene. Alle fugler som ble funnet på grønne vegger var i den øvre delen av vegetasjonen, kontrollveggene hadde ingen fugler. Gjennom sommeren så de ingen signifikante forskjeller i antall fugler på grønne vegger med løvfellende bladverk sammenliknet med grønne vegger med vintergrønt bladverk, men om vinteren var fugler signifikant mer utbredt på vintergrønne vegger. En rekke fuglearter bruker grønne veggene til hekking, som en kilde til mat og som ly for vær og vind. Vintergrønne grønne vegger er verdifulle for fugler om vinteren siden de fungerer som varmekilder og beskyttelse mot vær og vind (Chiquet et al. 2013).

3.6 Beste taktype for biodiversitet

Hvilke grønne taktyper som er best for å fremme biodiversitet er usikkert. Ingen av de gjennomgåtte publikasjonene i denne oppgaven har kunnet gi noe klart svar på det. I følge Dunnett og Kingsbury (2008) er det få eller ingen publiserte undersøkelser hvor biodiversiteten på brune tak og grønne tak har blitt sammenliknet på tak som har samme alder, høyde eller er like på andre områder. De advarer mot å tro at brune tak er det eneste alternative eller at andre typer grønne tak er dårligere til å fremme biodiversitet.

Designen av brune tak kan gi fordeler som bærekraftighet, effektiv bruk av ressurser, fremme lokale særegenheter og de gir mange spennende design muligheter (Dunnett & Kingsbury 2008). I forhold til grønne tak med tynne substrater er det semi-intensive grønne tak som har den mest varierte vegetasjonssammensetningen og størst artsrikdom. Det er vist at det er taktypen og vegetasjonssammensetningen som er viktig for evnen de grønne takene har for å bedre det urbane artsmangfoldet (Madre et al. 2013).

4. VANNFORDRØYNINGSEFFEKTER AV GRØNNE TAK

Overvann er vann som renner på overflaten fra tak, vegger og andre tette overflater. I urbane områder kan overvannet enten føres bort i avløpsledninger eller håndteres lokalt (Lindholm & Bjerkholt 2010).

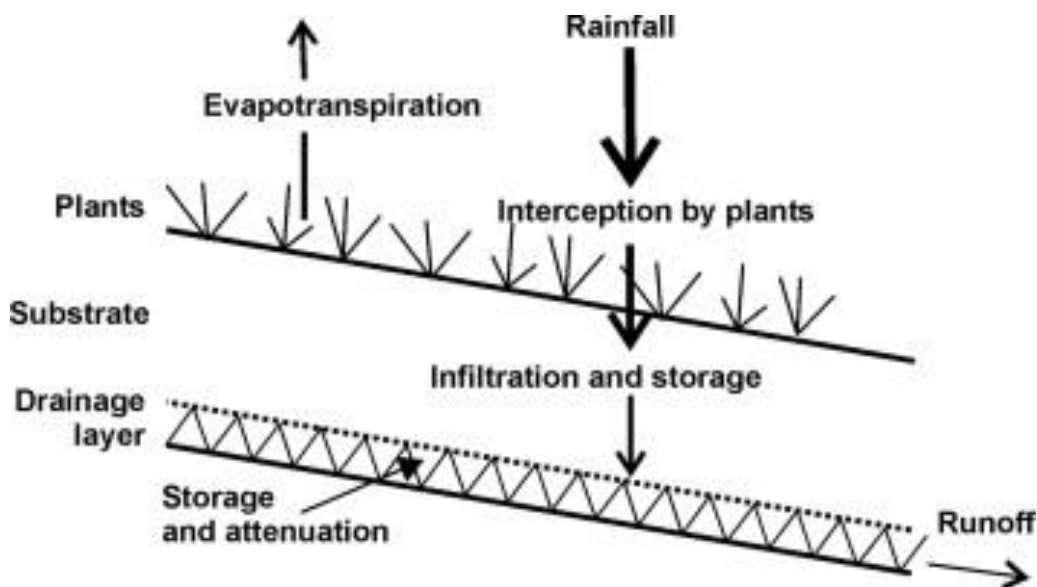
I byer og tettsteder blir overvannet oftest ført via det kommunale avløpsnett til nærmeste vassdrag. Av praktiske grunner ligger drikkevannsledningen og avløpsledningen i samme grøft og mye overvann kan da føre til at drikkevannet blir forurenset av kloakk. Noen steder blir overvannet ført i felles rør sammen med avløpsvannet til renseanlegget, og ved store mengder vann på en gang går da avløpsvannet via overløp ut i sjø eller vassdrag. Dette kan føre at miljøgifter, næringsalter, smittestoffer og organiske stoffer blir tilført vannet som igjen kan føre til miljø- og helseskader (St.meld. nr 33 (2012-2013)). I følge Conte et al. (2012) er urbant avløpsvann en av de viktigste kildene til vannforurensning i mange land. Den "vanlige" regnvannsforvaltning i urbane områder som raskt skal flytte regnvann bort fra tak og gater skaper press på avløpsnett og øker flomrisikoen ved store nedbørsmengder (Conte et al. 2012). Når avløpsnett ikke klarer å ta unna alt vannet kan det bli presset til overflaten og kan trenge inn i kjellere eller opp på gatenivå, såkalt tilbakeslag (Noreng et al. 2012). I de fleste byer ble avløpsnett dimensjonert og bygget for mange år siden. Dagens fortettingsprosjekter i byer gir kompakte byer og flere boliger sentralt, men de genererer også større vannmengder til et underdimensjonert og overbelastet avløpsnett. Sammen med utilstrekkelig vedlikehold av avløpsnett, og økt regnintensitet som følge av klimaendringene, har dette i de senere år ført til økte flomskader i byer (Lindholm & Bjerkholt 2010).

Overvann kan lett bli sett på som en negativ utfordring, men i følge Braskerud (2014) og Lindholm og Bjerkholt (2010) er vann i seg selv en ressurs som kan utnyttes på en positiv måte. Lokal overvannsdisponering (LOD) er metoder for å bruke vannet lokalt. Det er tiltak for å holde vannet tilbake i nedbørsfeltet lengst mulig og lede vannet på overflaten for at avløpsnett ikke overbelastes. Ved å bruke tomta og nærområdet og la vannet finne naturlige veier til grunnen via infiltrasjon og/eller renne bort via åpne vannveier og dammer kan store vannmengder håndteres, samtidig som uterom kan preges av vegetasjon og vann. Grønne tak er et av flere aktuelle tiltak for lokal overvannsdisponering ved at de gjenskaper noe av den tapte infiltrasjonen og tilbakeholder overvann i urbane områder. Vann fra grønne tak er i tillegg oftest rent og trenger ikke renses (Braskerud 2014; Lindholm & Bjerkholt 2010).

4.1 Hydrologiske prosesser på grønne tak

De viktigste hydrologiske mekanismene til grønne tak under nedbørshendelser er plantelagets oppfangning av nedbøren, infiltrasjon, lagring i substratet og reservoarlagring i dreneringslaget (Figur 17) (Stovin et al. 2012).

Når det regner blir regnvannet oppholdt og værende på overjordiske plantedeler før det fordampes. Jo større overflate plantedelene har jo mer vann kan plantene ta opp og forsinke. Det gjenværende vannet i vegetasjonslaget fordampes ved evapotranspirasjon eller går videre ned til substratet hvor plantenes rotsystem tar opp noe av vannet. Det vannet som ikke blir lagret i substratet renner videre, ned i et dreneringslag og derfra inn i et nedstrøms dreneringssystem (Braskerud 2014; Noreng et al. 2012; Stovin et al. 2012).



Figur 17: Hydrologisk prosess på grønne tak (Stovin et al. 2012).

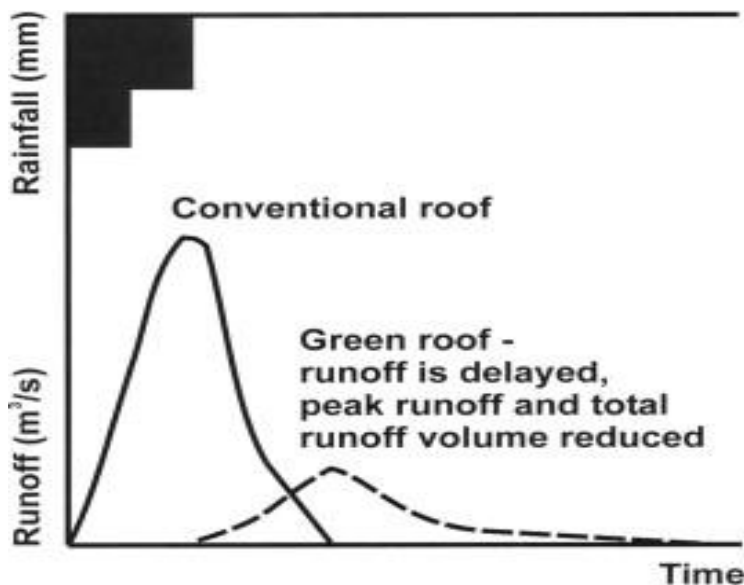
4.2 Reduksjon, forsinkelse og tilbakeholdelse av vann

De gjennomgåtte publikasjonene i denne oppgaven viste at grønne tak fordrøyer overvannsavrenningen.

Når det regner forsinkes starten av avrenningen på grønne tak sammenliknet med vanlige tak (Braskerud 2014; Carter & Rasmussen 2006; DeNardo et al. 2005; Noreng et al. 2012; Teemusk & Mander 2006; VanWoert et al. 2005).

Den totale avrenningen blir redusert i volum og forsinket i tid på grønne tak, i forhold til vanlige tak (Bengtsson 2005; Braskerud 2014; Gregoire & Clausen 2011; Hathaway et al. 2008; Lee et al. 2013; Li & Babcock 2014; Noreng et al. 2012; Stovin 2010; Villarreal & Bengtsson 2004).

Også avrenningstoppen blir redusert i volum og forsinket i tid på grønne tak, i forhold til vanlige tak (Bengtsson 2005; Braskerud 2014; Braskerud & Ødegård 2014; DeNardo et al. 2005; Fassman-Beck et al. 2013; Hathaway et al. 2008; Li & Babcock 2014; Noreng et al. 2012; Schroll et al. 2011; Stovin et al. 2012).



Figur 18: Avrenningen blir forsinket, avrenningstoppen og det totale avrenningsvolumet blir redusert og forsinket på grønne tak, sammenliknet med vanlige tak (Stovin et al. 2012).

Figur 18 viser at avrenningen fra et vanlig tak starter med en gang det begynner å regne, mens det tar lengre tid før avrenningen begynner på grønne tak. DeNardo et al. (2005) fant fra 7 regnværshendelser over en periode på 2 måneder at ekstensive grønne sedumtak i gjennomsnitt forsinket starten av avrenningen med 5,7 timer.

Når avrenningen har startet er avrenningsintensiteten (som er mengde avrent vann per tidsenhet) også mindre på grønne tak enn for vanlige tak. Avrenningsintensiteten kan

reduseres i volum, og forsinkes i tid slik den blir fordelt over en lengre periode i forhold til vanlige tak (Braskerud 2014; Getter et al. 2007). Stovin et al. (2012) fant at det tok 18 minutter før det rant like mye vann per tidsenhet fra et sedumtak sammenliknet med vanlige tak uten vegetasjon. Li og Babcock (2014) fant i sin litteraturstudie av 19 publikasjoner som omfattet både laboratorieeksperimenter og feltforsøk, at grønne tak kan redusere volumet av overvannsavrenningen med 30-86 %. Denne oppgaven har funnet omtrent de samme verdiene; 30-83 % tilbakeholdelse av nedbøren sammenliknet med vanlige tak. Den store variasjonen i observerte verdier i denne oppgaven kommer av forskjeller i klima, værforhold og nedbørsmønstre i de ulike landene studiene er utført.

Avrenningstoppen eller avrenningsintensitetstoppen er den største mengden vann som renner av taket per tidsenhet. På grønne tak kan den både reduseres i volum og forsinkes i tid i forhold til vanlige tak. DeNardo et al. (2005) fant at ekstensive grønne sedumtak forsinket avrenningstoppen med 2 timer. Carter og Rasmussen et al. (2006) fant at den gjennomsnittlige forsinkelsen av avrenningstoppen på grønne tak var 18 minutter, sammenliknet med vanlige tak. Li og Babcock (2014) fant at grønne tak kan redusere avrenningstoppen med 22-93 % og forsinke den med opp til 30 minutter avhengig av nedbørskarakteristikker, klimaforhold og de grønne takenes design. På ekstensive grønne tak i New Zealand observerte Fassman- Beck et al. (2013) en reduksjon i avrenningstoppen på 73- 89 % sammenliknet med vanlige tak. Stovin et al. (2012) fant en gjennomsnittelig avrenningstopp reduksjon på 60 %. De fant også at det var vanskelig å identifisere forsinkelsen av avrenningstoppen på grunn av uregelmessige og naturlige nedbørsmønstre, samt varierende tilbakeholdelseskapasitet på et gitt tidspunkt og en gitt nedbørshendelse.

Reduksjon og forsinkelse av avrenningstoppen er spesielt viktig siden det er den som lager skader når kapasiteten til avløpsrørene blir sprengt under kraftig regn (Braskerud & Ødegård 2014). Styrregn vil si at det faller store nedbørsmengder i løpet av kort tid (Braskerud 2014). I rapporten *Grønne tak og styrregn. Effekten av ekstensive tak med sedumvegetasjon for redusert avrenning etter nedbør og snøsmelting i Oslo* av hevder Braskerud (2014) at det er styrregnet som ofte lager oversvømmelser i byer. Ved demping av styrregn er takets evne til å redusere flomtopper (avrenningstopper) det viktigste. Grønne tak kan dempe dannelsen av flomvannet som gir oversvømmelser, og dermed minker behovet for flomdempende tiltak (Braskerud 2014).

Årlig overflateavrenning fra grønne tak

Det er store variasjoner i hvor mye overflateavrenning grønne tak kan tilbakeholde. For vanlige tak blir den årlige overflateavrenningen utelukkende bestemt av nedbøren, mens grønne tak også blir påvirket av typen grønt tak, dybden av substratet og antall lag. Alderen, takvinkelen og lengden av taket ser ikke ut til å ha noen betydning for den årlige avrenningen på grønne tak (Mentens et al. 2005).

I sin studie av 18 tyske publikasjoner fant Mentens et al. (2005) at den årlige overflateavrenningen kan være så høy som 91 % for et tradisjonelt tak og så lav som 15 % for et intensivt grønt tak. På et ekstensivt grønt tak i Auckland, New Zealand fant de en årlig reduksjon av avrenningsvolum på 66 % (Voyde et al. 2010). Studier i Tyskland har vist at den årlige gjennomsnittlige reduksjonen av overflateavrenning fra ekstensive grønne tak med en substratdybde på 10 cm var 45 %, og for intensive grønne tak med en substratdybde på 15 cm var den 75 %. I gjennomsnitt kunne grønne tak holde tilbake 50-80 % av nedbøren gjennom et år, men variasjonen var stor og avhengig av takets oppbygning og lokalt klima (Mentens et al. 2005). Braskerud (2014) fant at ekstensive grønne sedumtak på årsbasis bare holdt tilbake ca. 25 % av nedbøren.

Datasimuleringer har vist at hvis 10 % av takene i Brussel hadde grønne tak og en substratdybde på 10 cm, så ville det ved en årlig gjennomsnittlig nedbørsmengde på 800 mm gitt en overvannsreduksjon på 54 % for enkelt bygninger. Det ville årlig gitt en årlig overvannsreduksjon på 2,7 % av den totale beregnede overvannsavrenningen i regionen (Mentens et al. 2005). Speak et al. (2013) fant at den årlige tilbakeholdelsen av overvann i Manchester sentrum kan økes med 2,3 % med en 10 % økning i intensive grønne tak. Det ble funnet at et grønt taksystem i Italia årlig var i stand til å tilbakeholde et volum i størrelsesorden 40 % - 80 % av den totale årlige nedbørsmengden og en videre reduksjon på ca 60 % - 80 % i avrenningsintensiteten var også forventet (Palla et al. 2010).

4.3 Faktorer som kan påvirke fordrøyingen av overvann på grønne tak

I følge de gjennomgåtte publikasjonene er det mange faktorer som påvirker hvor effektive grønne tak er i å tilbakeholde, forsinke og redusere overvannsavrenningen. Generelt er dette faktorer som inkluderer vekstmediet, evapotranspirasjon, takets oppbygning, vegetasjonsdekke, nedbør, sesongmessige forskjeller, klimatiske variabler og beliggenhet.

Fordrøyningseffekten av nedbør på tak uten vegetasjon blir påvirket av avstanden til taknedløpet (Carson et al. 2013).

4.3.1 Substrat og evapotranspirasjon

Høy vannlagringskapasitet gir vekstmediet større evne til å holde på fuktighet. Det er funnet at vannlagringskapasiteten øker med økende substratdybde (Bengtsson 2005; Braskerud 2014; Buccola & Spolek 2011; Carson et al. 2013; Guo et al. 2014; Mentens et al. 2005; Metselaar 2012; Monterusso et al. 2004; Razzaghmanesh et al. 2014; VanWoert et al. 2005; Yio et al. 2013).

Vekstmediets sammensetning, som kornstørrelse, struktur, porevolum og materialer påvirker vannlagringskapasiteten og den mengden vann som kan holdes tilbake på grønne tak (Graceson et al. 2013; Noreng et al. 2012). Sammen med substratdybden er porevolumet viktig for hvor fort vannet renner igjennom substratet. Porevolumet blir bestemt av partikkelstørrelsesfordelingen (Braskerud 2014; Graceson et al. 2013). På grunn av gravitasjonskrefter dreneres de store porene (makroporene) i jorden raskt etter nedbør, det vannet som holdes igjen skyldes kapillarkrefter (Braskerud 2014). Økning av mikroporer gir økt vannlagringskapasitet, mens økning av makroporer fører til raskere start av avrenningen (Getter et al. 2007).

Alderen på substratet påvirker også volumet av vann som blir tilbakeholdt i substratet. I eldre substrater er det ofte høyere innhold av organisk materiale. Økende organisk innhold i substratet øker mengden overvann substratet kan tilbakeholde og forsinke (Getter et al. 2007; Speak et al. 2013; Yio et al. 2013). Takets metningspunkt eller feltkapasitet er det vanninnholdet jorden kan holde på etter at fritt vann er drenert ut (Braskerud 2014; Noreng et al. 2012). Det er funnet at feltkapasiteten på ekstensive grønne tak i nordisk klima tilsvarte et vanninnhold på ca. 40-50 % (Bengtsson 2005; Bengtsson et al. 2005; Braskerud 2014). I følge Bengtsson (2005) er visnepunktet når vannet er bundet så sterkt til jorden at det ikke lenger er plantetilgjengelig. I vekstmedium på ekstensive grønne tak fant Bengtsson (2005) en visnegrense som tilsvarte et vanninnhold på 15 %. Braskerud (2014) fant at når det var tørke kunne ekstensive grønne tak være nær visnegrensen allerede etter 3 dager.

Takets største primærlagringskapasitet bestemmes ut fra forskjellen mellom metningspunktet og visnepunktet. Ved intens nedbør vil et ekstensivt grønt tak kunne holde tilbake en større mengde vann enn metningspunktet skulle tilsi, denne lagringskapasiteten øker med økende nedbørsintensitet (Bengtsson 2005). Dette kalles også takets sekundærkapasitet og er kun midlertidig, når nedbøren avtar vil overskuddsvannet drenere ut til taket når sitt metningspunkt (Noreng et al. 2012). Avrenning fra et grønt tak begynner når vekstmediet har nådd metningspunktet (Bengtsson 2005; Bengtsson et al. 2005). I følge Braskerud (2014) og Voyde et al. (2010), samt andre gjennomgåtte publikasjoner så varierer starten av avrenningen etter vanninnholdet i substratet før nedbøren starter. Hvor vannmettet substratet er når nedbøren starter har også stor påvirkning på tilbakeholdelse, reduksjon og forsinkelse av avrenningen (Braskerud 2014; Lee et al. 2013; Monterusso et al. 2004; Stovin 2010; Stovin et al. 2012; Villarreal & Bengtsson 2005; Voyde et al. 2010). Grønne tak som har et lavt vanninnhold ved start av nedbøren kan både redusere og forsinke avrenningen (Stovin 2010; Villarreal & Bengtsson 2005). Hvis et grønt tak har nådd sitt metningspunkt er bare forsinkelse mulig (Bengtsson et al. 2005; Monterusso et al. 2004; Villarreal & Bengtsson 2005). Selv om vekstmediet er vannmettet ved start av nedbøren så vil avrenningsintensiteten være lavere enn for et vanlig tak. Det tar lenger tid for vannet å renne igjennom substratet og drens laget enn det tar for regnvannet å renne langs et vanlig tak (Noreng et al. 2012).

I følge Braskerud (2014) og Berretta et al. (2014) har tiden det tar før substratet på grønne tak tørker ut betydning for vannlagringskapasiteten, og dermed tilbakeholdelsen av vann ved neste regnhendelse. Uttørkningstiden og vanntapet vil avhenge av faktorer som blant annet vanninnholdet i substratet ved starten av tørkeperioden, substratets tykkelse og egenskaper, vegetasjonstype, takkonstruksjon, årstid og evapotranspirasjon, samt abiotiske og klimatiske faktorer (Berretta et al. 2014; Braskerud 2014). Berretta et al. (2014) fant at fuktighetstapet i substratet svingte gjennom døgnet og at det var lavest om natten. De fant også at i tørre perioder var det større vanntap i substrat med vegetasjon kontra substrat uten vegetasjon. Vanntapet var også nesten dobbelt så høyt i varme måneder sammenliknet med kjøligere måneder.

Evapotranspirasjon

Gjenopprettelsen av tilbakeholdelseskapasitet forbundet med evapotranspirasjon i tørre vær perioder er viktig (Stovin et al. 2013). Evapotranspirasjonen påvirker og reduserer overvannsavrenning og er derfor viktig før nedbørshendelser (Berretta et al. 2014; Schroll et al. 2011; Stovin et al. 2013; Wadzuk et al. 2013). Evapotranspirasjon øker vannlagringskapasiteten og gir lavere overvannsavrenning (Mentens et al. 2005). Evapotranspirasjonen blir påvirket av flere faktorer som sesong, temperatur, relativ fuktighet,

solstråling, substratets egenskaper og vegetasjonens sammensetning. Lavt fuktighetsforhold i substratet reduserer evapotranspirasjonen (Berretta et al. 2014; Lee et al. 2013; Stovin et al. 2012; Wadzuk et al. 2013). Braskerud (2014) fant i sin studie at evapotranspirasjonen på sedumtak uten drenering i gjennomsnitt var 1,3 mm/døgn, men den kunne variere betydelig. På sedumtak med drenering fant de at det var stor variasjon og i gjennomsnitt var evapotranspirasjonen på 1.2 mm/døgn på sedumtak med drenering.

4.3.2 Takets oppbygning

Denne oppgaven fant som Nordeng et al. (2012) og Braskerud (2014) at funnene spriker når det gjelder takvinkelens innvirkning på avrenningen fra grønne tak. Noen studier som Getter et al. (2007), VanWoert et al. (2005) og Villarreal og Bengtsson (2005) har funnet at takvinkelen påvirker tilbakeholdelsen av vann på grønne tak, enten alene eller i kombinasjon med andre faktorer, mens andre studier som Mentens et al. (2005) og Bengtsson (2005) ikke har funnet noen effekter av takvinkel. Våte startbetingelser reduserer tilbakeholdelseskapasiteten på grønne skråtak, men de reduserer allikevel mer avrenning enn vanlige tradisjonelle tak med samme takvinkel (Getter et al. 2007; Villarreal & Bengtsson 2005).

Når vannmetningspunktet til substratet er nådd og avrenningen starter, vil vannet sige ned i bunnen av substratet og eventuelt videre ned i et dreneringssjikt som fører vannet bort, og dermed fjernes også fritt vann fra i porene i substratet (Berretta et al. 2014; Fassman-Beck et al. 2013; Yio et al. 2013). Braskerud (2014) fant at ekstensive grønne tak uten drenering om vinteren hadde bedre tilbakeholding av vann enn ekstensive grønne tak med drenering. Et dreneringslag under substratet på ekstensive grønne tak fører vannet raskere av taket. Det gir større mengder vann som renner av på en gang og dermed også økt avrenning, samt økt avrenningstopp (flomtopp), både i tid og i volum (Bengtsson 2005; Braskerud 2014). Selv om det kan være ulemper med et dreneringslag, er det ofte nødvendig for å hindre at plantene drukner (Braskerud 2014). Bruk av filtmatte under vegetasjonslaget øker vannlagringskapasiteten på for ekstensive grønne tak (Braskerud 2014). Ved å tilføre et vannlagringslag under substratet på grønne tak økes i følge Guo et al. (2014) vannlagringskapasiteten og dermed også fordrøyningskapasiteten, spesielt for grønne tak med relativt tynne substrater. Et vannlagringslag kan redusere behovet for vanning, både i halvtørre og i fuktig områder (Guo et al. 2014). Tørre ekstensive grønne tak med filtmatte, og med og uten drenering, hadde i undersøkelsen til Braskerud (2014) en vannlagringskapasitet på 23 mm nedbør, det grønne taket med kun drenering hadde en vannlagringskapasitet på 14 mm.

4.3.3 Vegetasjonsdekke

Plantenes bruk av vann spiller en stor rolle i reguleringen av vanninnholdet i substratet og påvirker de hydrologiske egenskapene til grønne tak (Nardini et al. 2012). Det er vist at tak med vegetasjon kan tilbakeholde større mengder overvann enn tak med bare substrat eller grus (Nardini et al. 2012; VanWoert et al. 2005). Selv om planter har den største påvirkningen på overvannsavrenningen så gir i følge Braskerud (2014) substrat uten vegetasjon også god tilbakeholdelse av nedbør.

I følge Nagase og Dunnett (2010) er det store forskjeller i ulike plantarters tørketoleranse og vanningsbehov. Det ble utført et veksthusforsøk på hvordan arter av *Sedum*, gress og flerårige stauder reagerte på tørkestress. Artene ble plantet i monokultur og i blandinger, under forskjellige vanningsregimer. Det ble funnet at under tørre forhold så hadde arter av *Sedum* klart høyest tørketoleranse, mens arter av gress og flerårige stauder i liten grad tålte 3 uker uten vanning. De observerte at arter hvor nekroser dekket mer enn 50 % etter tørke ikke overlevde, selv om de ble vannet. Nagase og Dunnett (2012) fulgte opp forsøket til Nagase og Dunnett (2010) med tilsvarende laboratorieforsøk hvor de samme planteartenes evne til å fjerne vann på ekstensive grønne tak ble testet. De fant i sin studie at planteartsrikdom ikke påvirket mengden vann som rant av grønne tak. I blandinger ble tilbakeholdelseskapasiteten til de beste artene oppveid av dårligere arter slik at det totalt sett ikke ble bedre tilbakeholding. De fant også at det er stor forskjell i mengden regnvannsavrenning ulike vegetasjonstyper kan redusere på grønne tak. På ekstensive grønne tak har gressarter vist seg å være de mest effektive, etterfulgt av urter og *Sedum* (Nagase & Dunnett 2012; Vanuytrecht et al. 2014). Arter av gress har stor vekst og fordampner mye vann, mens arter av *Sedum* har et lavt vannforbruk og har dermed også mindre evne til å tilbakeholde vann. *Sedum* skygger i tillegg for jorden slik at fordampingen fra jordoverflaten forsinkes (Nagase & Dunnett 2010; Nagase & Dunnett 2012).

Plantenes størrelse og struktur påvirker mengden avrenningsvann som kan reduseres. Høye kraftige plantearter med stor diameter og en høy skudd- og rotbiomasse er mer effektive i å redusere avrenning enn små plantearter med liten diameter og lav biomasse. Hårete og voksbelagte blad fanger mer vann enn glatte. Flate blader kan mer samle vann enn opprette. Opprette arter er mer effektive i å redusere overvannsavrenning enn krypende arter fordi nedbøren først blir fanget opp av plantedekket. Et tettvokst gressdekke vil for eksempel holde vannet tilbake slik at det tar lengre tid før vannet når substratet, og mengden vann i substratet reduseres (Nagase & Dunnett 2012).

Buccola og Spolek (2011) fant at effektene av planteart på avrenningsmengde var blandet og usikre. De dyrket arter av *Sedum* ssp., *Trifolium* ssp., *Vinca major* og *Lolium multiflorum* adskilt i samme type substrat og i forskjellige jorddybder (5 cm og 14 cm). Under større regnhendelser (340 mm/time) tilbakeholdt alle artene mer regn enn substrater uten vegetasjon, mens under middels regnvær (29 mm/time) eksisterte ikke den samme trenden. Alle artene viste større tilbakeholdelse av vann når de var plantet i dypere substrater og de fleste viste lavere tilbakeholdelse for regn med høyere intensitet. I forhold til forsinkelse av avrenningsintensiteten fant de en tendens til at *Trifolium pratense* hadde den høyeste gjennomsnittlige tidsforsinkelsen. I følge Berretta et al. (2014) vil et godt etablert vegetasjonsdekke med god dekningsgrad reduserer fuktigheten i substratet ved transpirasjon og forhindrer at substratet får høyt vanninnhold under mindre nedbør. Det er vist at et grønt tak med en plantedekningsgrad på 81 % beholdt 41,6 % av nedbøren (Gregoire & Clausen 2011).

4.3.4 Nedbørens intensitet og mengde

Nedbør er betegnelsen for vann som treffer jordens overflate i flytende eller fast form. Nedbørformen avhenger av lufttemperaturen nær bakken og av fysiske prosesser inne i skyene. Nedbør angis vanligvis i millimeter hvor tallet viser hvor høyt vannet i flytende form vil stå over bakken når det ikke synker i jorda, renner vekk eller fordampes. En millimeter nedbør tilsvarer en liter per kvadratmeter. Nedbør som snø eller sludd smeltes til vann før mengden måles (Meteorologisk institutt 2014; Store norske leksikon 2009c).

Grønne tak gir god kontroll på overvannsavrenning ved regnhendelser med lav intensitet og mindre kontroll på regnhendelser med høy intensitet, samt flomhendelser. Når regnintensiteten øker så reduseres dermed vannfordrøyningskapasiteten (Carson et al. 2013; Carter & Jackson 2007; Damodaram et al. 2010; Fassman-Beck et al. 2013; Hilten et al. 2008; Lee et al. 2013; Teemusk & Mander 2006). Braskerud (2014) fant at som oftest ga den mest intense nedbøren også den mest intense avrenningen, men ikke alltid. Korte og intense regn holdes bedre tilbake enn regn med lengre varighet. Ved kortvarig intens regn påvirkes i følge Nordeng et al. (2012) grønne tak av substratets vanninnhold ved start av nedbøren. Dette vil igjen avhenge av hvordan værforholdene har vært i den forutgående tiden. En lang periode med nedbør av både høy og lav intensitet fører til at grønne taks evne til å redusere avrenning blir begrenset og avrenningen starter med en gang (Noreng et al. 2012). Flere perioder med intens nedbør etter hverandre i løpet av kort tid, eller at det kommer nedbør kort tid etter en større nedbørsmengde, fører til at grønne tak når metningspunktet og forsinkelsen av avrenningen blir liten, men den totale avrenningen fordeles over en lengre periode (Braskerud 2014; Noreng et al. 2012). Tørre tak har vanligvis

størst tilbakeholdelses kapasitet, men selv våte tak kan dempe avrenningen betydelig. Jo mindre intens nedbøren er desto større del av nedbøren holdes tilbake hvis taket i utgangspunktet har et lavt vanninnhold. Når substratet er vått er forsinkelsestiden på små tak minimal (Braskerud 2014; Villarreal & Bengtsson 2005).

Returperioder

Returperioder eller gjentakintervall beskriver hvor mange år det går imellom regntilfeller av en gitt intensitet. Returperiodene beskriver de lokale værforholdene og varierer fra sted til sted. I Oslo kan en forvente at en nedbør på 50 mm i løpet av 24 timer opptrer hvert 7 år, mens den samme nedbøren i Bergen har en returperiode på 1 år (Meteorologisk institutt 2010). Braskerud (2014) viser til en datasimulering som ble utført i Ås av Lindholm et al. (2013) der de så på hvilke regnintensiteter og returperioder som ga skader på bygninger. De fant at returperioder på 10 år ville gi 6 % av bygningene vannskader. Returperioder på 20, 50 og 100 år ville gi skader på henholdsvis 12, 19 og 24 % av bygningene.

Tilbakeholdelsen av overflatevann reduseres signifikant for nedbørshendelser med høye returperioder (Speak et al. 2013; Stovin et al. 2012; Stovin et al. 2013). For et ekstensivt grønt tak i Sheffield i Storbritannia fant Stovin et al. (2012) at for nedbørshendelser med returperioder på mer enn et år så var tilbakeholdelsen av nedbør i gjennomsnitt 43 %, og reduksjonen av avrenningstoppen var 60 %. De fant også at den mengden vann det grønne taket kunne holde tilbake sank etter hvert som regnmengden økte. Tilbakeholdelsen varierte mye mellom nedbørshendelser og taket ga bare 13,2 % tilbakeholdelse av vann for den største nedbørshendelsen med returperiode på 16 år. Braskerud (2014) fant at ekstensive grønne tak i Oslo dempet avrenningen på et 40 års regn med varighet på 30 minutter med 48 %, og et 50 års regn med varighet på 10 minutter med 89 %. Generelt tyder det på at korte og intense regn holdes bedre tilbake enn regn med lengre varighet (Braskerud 2014).

4.3.5 Sesongmessige forskjeller

Sesongmessige forskjeller har stor påvirkning på fordrøyningskapasiteten til grønne tak. Gjennom sin studie på grønne tak og styrtregn over 5 år fant Braskerud (2014) at grønne tak har en typeisk årsyklus, hvor tilbakeholdingen av overvann varierer mye gjennom året. Det er funnet at tilbakeholdelse og reduksjon av overvann på grønne tak er betydelig høyere om sommeren enn om høsten og vinteren (Bengtsson 2005; Braskerud 2014; Graceson et al. 2013; Mentens et al. 2005; Schroll et al. 2011; Speak et al. 2013; Vanuytrecht et al. 2014). I sin studie av 18 tyske publikasjoner om grønne tak fant Mentens et al. (2005) at tilbakeholdelsen av overvann var 70 % i den varme årstiden, 49 % i den kjølige og 23 % i den kalde årstiden. I følge Braskerud (2014) har varm luft større kapasitet til å holde på mer vanndamp enn kald luft, varm luft gir dermed mulighet for mer nedbør. Braskerud (2014) fant

at det meste av styrtregnet kommer om sommeren når de grønne takene håndterer nedbøren best. I vekstsesongen (mai-september) holder grønne tak tilbake betydelig mer vann enn tak uten vegetasjon. Grønne tak har i denne perioden høy fordøyingskapasitet på grunn av høy evapotranspirasjon, plantenes transpirasjon og bruk av vann, samt nedbørsfordelingen (Braskerud 2014; Mentens et al. 2005; Noreng et al. 2012). I følge Braskerud (2014) er de grønne takene ofte våte om høsten, temperaturen faller og det sammen gjør transpirasjonen fra vegetasjonen. Braskerud (2014) fant at tilbakeholdelsen på ekstensive grønne tak var dårligst i november, da renner det meste av nedbøren av takene.

Under vinterregntiden har vegetasjon på tak ingen signifikant påvirkning på tilbakeholdelse av overvannsavrenningen (Schroll et al. 2011). Mye nedbør og lav evapotranspirasjonen i vintermånedene reduserer tilbakeholdelseskapasiteten, og avrenning blir lik eller overgår nedbøren om vinteren. Værforholdene gjør de grønne takene vannmettet og avrenningen blir påvirket av snø og isansamlinger (Graceson et al. 2013). I den kalde delen av året er det i følge Braskerud (2014) liten forskjell i tilbakeholdelsen av vann på substrat med vegetasjon og substrat uten vegetasjon. Snønedbør gir høy tilbakeholding. I stabile vintere hvor nedbøren faller som snø er forskjellen mellom grønne tak og vanlige tak ofte små. Smeltende snø på vinteren og våren kan være en utfordring hvis det faller regn samtidig. Ved avrenning av regn på smeltende snø fant Braskerud (2014) at grønne tak tilbakeholder betydelig mer vann enn vanlige tak. Hvis det i fremtiden ofte blir temperaturer under 0-grader om vinteren, samtidig som det regner, er det stor fare for oversvømmelser (Braskerud 2014). Snøen smelter om våren og avrenningen blir i følge Braskerud (2014) større enn vanntilførselen gjennom nedbøren i samme periode. Det er vist at avrenningen fra grønne tak i denne perioden er betydelig mindre enn fra vanlige tak (Braskerud 2014).

4.3.6 Klimatiske variabler og beliggenhet

Etter langsiktige kontinuerlige simuleringer av avrenning og tørkerisiko på grønne taksystemer ble det vist at den totale tilbakeholdelsen av nedbør var lavest i kjølig og vått klima kontra varmt og tørt klima (Stovin et al. 2013). I undersøkelsen til Braskerud (2014) ble det funnet en årlig gjennomsnittelig tilbakeholdelse på 25 %. Noe av grunnen til den lave verdien er i følge Braskerud (2014) at takene ligger ca. 220 m.o.h., i et lokalklimatisk kaldt område, samt at taket ligger svakt nordvendt..

4.4 Grønne tak i fremtiden

Grønne tak blir i økende grad brukt som et kontrolltiltak i urban overvannshåndtering (Palla et al. 2010), men grønne tak alene i følge Mentens (2005) aldri fullt ut løse det urbane avrenningsproblemet, og bør kombineres med andre tiltak for å redusere avrenningen. Det kan gjøres ved å plassere andre kontrolltiltak som for eksempel fordrøyningsdammer eller avløpsgroper nedstrøms for grønne tak for å få en bedre beskyttelse mot ekstreme hendelser (Stovin et al. 2013). I sin reviewartikkel viser Mentens et al. (2005) til en publikasjon av Villarreal et al. (2004) hvor de vurderte effekten av å koble ugjennomtrengelige områder bort fra det kombinerte avløpsnett, og i stedet bruke en åpen nedbørsforvaltning som inkluderte åpne kanaler, dammer og grønne tak. De fant at det ikke bare forbedret overvannsforvaltningen i området, men også effektiviteten til det kombinerte avløpsnett som betjente det omkringliggende området.

I forhold til overvannsfordrøying er grønne tak i dag mer effektive i den varme årstiden enn i den kalde. Vanuytrecht et al. (2014) hevder at i fremtiden vil grønne tak fremdeles være det foretrukne alternativet over vanlige tak, selv om klimasenarioer for fremtiden har vist at nedbøren er forventet å minke om sommeren og øke om vinteren. De fleste klimasenarioer som omhandler overvannsavrenning, har spådd at forskjellen i avrenningsreduksjon mellom grønne tak og vanlige tak vil overstige 50 % i fremtiden (Vanuytrecht et al. 2014).

For å gjøre grønne tak mer effektive i fremtiden trengs det ytterligere forskning på vannavrenning fra grønne tak, både under kontrollerte forhold og ute i felt (Nagase & Dunnett 2012). I følge Vanuytrecht et al. (2014) trengs det testing av egnede plantearter for grønne tak. Det bør gjøres grundige jordanalyser over plantenes bruk av jordvann, vannlagringsevne og transpirasjon (Nardini et al. 2012). Braskerud (2014) påpeker at det trengs flere forsøksanlegg som gir informasjon om hvordan overvann kan håndteres gjennom ulike LOD-løsninger for norske forhold. I tillegg er det ønskelig med flere forsøksfelt hvor oppbygning av grønne taktyper og lokalt/regionalt klima kan testes. Braskerud hevder også at det trengs flere undersøkelser av lengre varighet og at flere studier er nødvendig for å undersøke virkningen av grønne tak om vinteren.

5. EFFEKTER AV GRØNNE TAK OG VEGGER PÅ LUFTFORURENSNINGER

Luft forurensning er utslipp av ulike kjemiske forbindelser i gassform, dråper eller faste partikler. Veitrafikk er den største kilden til lokal luftforurensning med utslipp av eksos og asfaltstøv fra piggdekk, etterfulgt av blant annet vedfyring og industri. Globalt er effektene klimaendringer og nedbryting av ozonlaget (Store norske leksikon 2009b). Miljøstatus i Norge oppgir at de vanligste luftforurensningsstoffene er svevestøv (PM), nitrogenmonoksid (NO), nitrogendioksid (NO₂), nitrogenoksider (NO_x), flyktige organiske forbindelser (VOC), svoveldioksid (SO₂), Benzen (flyktig organisk forbindelse), polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og karbonmonoksid (CO) (Miljøstatus i Norge 2014c).

Solen sender varmestråler mot jorden og en del av varmestrålene sendes tilbake igjen fra jorden. Klimagasser som karbondioksid (CO₂), metan (CH₄), lystgass (N₂O) og fluorgasser holder igjen varmestråler fra jorden slik at de ikke sendes tilbake igjen til atmosfæren. Dette kalles drivhuseffekten og den fører til at jorden varmes opp. De viktigste klimagassene det arbeides med å redusere utslippene av er CO₂ og metan, økt konsentrasjon av CO₂ i atmosfæren bidrar mest til drivhuseffekten. Disse gassene har sine naturlige kretsløp mellom atmosfæren og havet, jordsmonnet eller biosfæren. Menneskeskapt utslipp fra for eksempel forbrenning av fossile brensler omdanner fossilt karbon til CO₂ og bringer det inn i det naturlige kretsløpet. Avskogning bidrar også mye til at konsentrasjonen av disse gassene øker. CO₂ konsentrasjonen er i dag på sitt høyeste siden starten av den industrielle revolusjon (Miljøstatus i Norge 2014b).

Alle publikasjoner og litteraturstudier gjennomgått i denne oppgaven viser at grønne tak kan brukes til å forbedre luftkvaliteten i byer og til å redusere luftforurensninger (Berardi et al. 2014; Currie & Brass 2008; Getter et al. 2009; Oberndorfer et al. 2007; Rowe 2011; Yang et al. 2008). Flere artikler viser at grønne tak kan redusere luftforurensninger indirekte ved å redusere urban heat island effekten og senke energiforbruket til oppvarming og avkjøling av bygninger (Currie & Brass 2008; Deutsch et al. 2005; Getter et al. 2009; Rowe 2011; Tan & Sia 2003).

5.1 Vegetasjon fanger opp svevestøv(PM)

Når det gjelder den lokale luftforurensingen i store byer i Norge er det svevestøv som har størst helseisiko i form av ulike luftveislidelser, men også hjerte- og karsykdommer (Miljøstatus i Norge 2014c). Svevestøvet er partikulært materiale (PM) som består av en kompleks blanding av mikroskopiske partikler i luften og kommer fra utslipp fra forbrenningsreaksjoner, asfaltslitasje og vedfyring. Svevestøvet kan inneholde mange forskjellige metaller og virvles opp av vinder eller dannes i atmosfæren ved at gasser kondenserer. Det er delt inn i ulike klasser etter partikkelstørrelse. PM10 er grovfraksjonen med partikler mindre enn 10 mikrometer (μm), PM2,5 -partikler er mindre enn 2,5 μm og PM0,1-partikler er mindre enn 0,1 μm (Miljøstatus i Norge 2014c).

Flere undersøkelser har vist at grønne tak har potensial til å fange svevestøv (PM) (Currie & Brass 2008; Sempel et al. 2013; Speak et al. 2012).

Speak et al. (2012) fant i sin undersøkelse på PM10 forurensning i Storbritannia at det var romlig forskjell i partikkelbelastning mellom to tak med forskjellig nærhet til forurensningskilder. Tak som var lokalisert i nærheten av store forurensningskilder og hvor vindmønstre førte svevestøvet rett inn på taket representerte et mottaksmiljø med høye lokale konsentrasjoner av PM10 samt høyt innhold av metaller. Tak i urbane områder hvor PM10 ikke ble ført direkte inn på taket representerte tak med en urban bakgrunnsverdi og hadde lavere konsentrasjoner av PM10. De fant også at det var forskjeller mellom vanlige plantearter på grønne tak i hvor effektive de var i å fange opp partikler. Gressartene *Agrostis stolonifera* og *Festuca rubra* med lange parallelle bladnerver fanget opp mer PM10 mellom bladnervene enn *Plantago lanceolata* og *Sedum album* som hadde bladnervene mer ujevnt fordelt på bladplaten. *Plantago lanceolata* med lange lansettformete blader og mer markerte bladnerver samt små pigger fanget opp mer PM10 enn de voksdekte sylindriske bladene fra *Sedum album*. Planter med lange tynne blader fanget opp mer PM10 enn lavtvoksende mattevegetasjon på grunn av luftstrømmer rundt plantene. Nærhet til PM10 kilder ga også en romlig forskjell i den totale konsentrasjonen av metaller på blader. Blader med hår og skarpe kanter hadde signifikant høyere konsentrasjon av metaller enn de med voks eller glatte overflater.

Speak et al. (2012) konkluderer med at grønne tak oppfører seg som passive filtre for svevestøv, men at de ikke er så effektive som gatetrær, blant annet fordi grønne tak er lokalisert lenger unna forurensningskildene og konsentrasjonen av PM10 avtok med økende romlig avstand. Dette støttes av Yang et al. (2008) som fant at grønne tak nær en forurenset vei vil ha høyere opptak av luftforurensninger enn de som ligger i relativt rene områder. Et estimert scenario Speak et al. (2012) utførte viste at hvis alle flate tak i sentrum av

Manchester var beplantet med *Sedum* så ville dette arealet på 325 hektar fange opp 2,3 % av 9,18 tonn PM10 per år. Hvis takene hadde vært beplantet med gress ville de ha fjernet 9,8-17,5 % PM10 per år.

5.2 Vegetasjon reduserer luftforurensninger som O₃, NO₂, SO₂ og CO

Eksos fra biltrafikk og andre typer forbrenningsprosesser fører til utslipp av NO_x. Når NO_x og VOC reagerer med hverandre under påvirkning av sollys dannes gassen ozon (O₃) som kan medføre skader på vegetasjon, materialer og helse. NO kan reagere kjemisk med ozon og danne NO₂ som er en forbindelse med stor helse risiko. SO₂ dannes i hovedsak etter forbrenning av stoffer som inneholder svovel som olje og kull og kan gi lungelidelser samt korrosjon og nedbryting av materialer i konstruksjoner. CO utslipp skyldes blant annet ufullstendig forbrenning av organisk materiale. Veitrafikk er den største kilden i byer og tettsteder, men også vedfyring bidrar (Miljøstatus i Norge 2014c).

Baik et al. (2012) fant at grønne tak forbedrer luftkvaliteten ved at de kjøler ned luften, den kjølige luften strømmer inn i urbane gater, sprer forurensninger og reduserer dermed forurensningskonsentrasjonen. Graden av forbedring er avhengig av hvor kald luften er siden de urbane forurensningene er reaktive og fotokjemiske reaksjoner gjennom dagen blir påvirket av varm lufttemperatur. Den kalde luften påvirker derfor reaksjonene og mengden av sekundære fotokjemiske forurensninger som produseres blir redusert. Graden av forbedring av luftkvaliteten nær veier øker når avkjølingen er sterk, men den er avhengig av vindretningen (Baik et al. 2012).

Tan og Sia (2003) viste ved feltundersøkelser på et grønt tak i Singapore at grønne tak kunne redusere visse luftforurensninger. De undersøkte luftkvaliteten før og etter installasjonen av et grønt tak og fant at nivået av PM10 ble redusert med 6 % og SO₂ ble redusert med 37 % etter installasjonen. Yang et al. (2008) kvantifiserte nivået av luftforurensninger som ble fjernet av grønne tak i Chicago. De grønne takene på totalt 19,8 hektar besto av en blanding av intensive, ekstensive og semi-intensive grønne tak. Resultatene de fikk viste at totalt ville disse grønne takene fjerne 1675 kg luftforurensninger på et år. Det fordelte seg på 52 % O₃, 27 % NO₂, 14 % PM10 og 7 % SO₂. Hvis alle takene hadde vært ekstensive grønne tak ville de fjernet totalt 1405,50 tonn per år. Hvis de hadde vært dekket med intensive grønne tak ville den årlige mengden forurensninger som ble fjernet vært 2046,89 tonn. Det var også sesongmessige variasjoner hvor vegetasjonen fjernet mest luftforurensninger i mai når bladene var fullt utviklet og minst i februar når vegetasjonen var i vinterhvile eller dekket av snø. Faktorer som påvirket opptak av forurensninger på de grønne takene var konsentrasjonen av luftforurensningene, værforhold

og planteveksten. De konkluderer med at grønne tak i Chicago kan fjerne store mengder av luftforurensninger. Selv om grønne tak reduserer luftforurensninger er de kostbare og bør kombineres med andre tiltak for luftforurensningskontroll. De kan fungere som et supplement til urbane trær i situasjoner der tomter og offentlige midler ikke er tilgjengelig (Yang et al. 2008).

Currie og Brass (2008) estimerte effektene av grønne tak og grønne vegger på luftforurensning i Toronto. De brukte et datasimuleringsprogram til å lage 6 ulike scenarier som sammenliknet forskjellige grupper av vegetasjons typer og deres effekt på luftforurensninger som NO₂, SO₂, CO, PM10 og ozon. De så også på hvor mye luftforurensning som ble fjernet og den økonomiske verdien av dette. Modellen viste at trær og busker fjernet forurenset luft mer effektivt enn grønne tak eller grønne vegger. Urbane trær var med stort bladoverflateareal mer effektive enn busker og viste seg som den viktigste strategien for fjerning av luftforurensninger. Busker, grønne vegger og grønne tak utfylte trærne og i noen tilfeller hadde de nesten lik kapasitet. De hadde ingen funksjoner for å estimere effekter av *Sedum* eller klatreplanter. Ekstensive grønne tak med gress bidro til økt effekt av trær og busker i reduksjon av luftforurensninger. Intensive grønne tak som var beplantet med busker hadde signifikant større påvirkning på luftkvaliteten enn ekstensive grønne tak. Intensive grønne tak var nesten like effektive i fjerning av PM10 som busker og trær på bakkenivå, men dårligere på de andre forurensningskomponentene, noe som ga lavere totalverdi. Grønne vegger hadde liten påvirkning på forurensningsfjerningen totalt, men de fjernet høyere nivåer av PM10 enn ekstensive grønne tak.

Currie og Brass (2008) konkluderer med at grønne tak og vegger bør brukes i tett befolkede urbane områder som et supplement til den eksisterende vegetasjonen og at de øker luftkvaliteten når de blir etablert i stort antall. Det er viktig å bruke trær og busker i planleggingen for å opprettholde god luftkvalitet. Et 19 m² ekstensivt grønt tak kan fjerne den samme mengden luftforurensninger som et medium stort tre, men kostnadene er ca 7 ganger høyere (Yang et al. 2008). Intensive grønne tak er tunge tak og er dyre å ettermontere på eksisterende bygninger. Det er derfor ikke praktisk eller sannsynlig at teknologien kan bli bredt implementert i eksisterende urbane områder.

Luftkvalitetsforbedringer som reduksjon av PM10, O₃, NO₂ og SO₂ skjer under dagslys og i bladsesongen. Et utvalg av koniferer eller vintergrønt vil derfor gi best forbedring av luftforurensningsnivåer året rundt (Currie & Brass 2008).

Deutsch et al. (2005) utførte en simulering med forskjellige beplantningsscenarier på grønne tak i Washington DC. De viste at hvis alle takene i byen var omgjort til grønne tak så kunne disse takene fjerne 58 tonn luftforurensninger. Det fordelte seg på 35 % O₃, 34 %

PM10, 13 % NO₂, 13 % CO og 5 % SO₂. Hvis 20 % av alle egnede flate tak var omgjort til grønne tak kunne de fjerne den samme mengden luftforurensninger som 17 000 gatetrær. Gatetrær var mer effektive og fjernet mer av hver type luftforurensning.

5.3 Luftforurensningsutslipp fra produksjonsprosessen

Bianchini og Hewage (2011) estimerte luftforurensningsutslipp fra produksjonsprosessen av de grønne takene som Yang et al. (2008) brukte i sin kvantifisering av luftforurensnings reduksjon i Chicago. Ved å utføre en livsløpsanalyse sammenlignet de utslipp av forurensninger fra materialer av resirkulert lavtettets polyetylen (LDPE) med ikke resirkulert LDPE. Dette er materialer som vanligvis blir brukt i lagoppbygningen av grønne tak og som er veldig forurensende.

De fant at konsentrasjon av frigitt NO₂, SO₂, O₃ og PM10 til luften fra ikke-resirkulert LDPE var 2,8 ganger høyere enn fra resirkulert LDPE. Det var også forskjeller mellom taktyper, ekstensive grønne tak friga lavest mengde forurensninger i både resirkulerte og ikke resirkulerte materialer. Ved å analysere utslippsmengdene og nivået av luftforurensningsreduksjon som Yang et al. (2008) rapporterte fant de at på totalt 19,8 hektar med en blanding av ekstensive og intensive grønne tak i Chicago, så ville det ved å bruke ikke resirkulerte materialer ta 29 år før luftforurensningen på grunn av polymerproduksjonen ble balansert av de grønne takene, mot 13 år med resirkulerte materialer. De konkluderer med at det er fordelaktig å installere grønne tak med polymerer, men dagens materialer som brukes i grønne tak må byttes ut med mer miljøvennlige og bærekraftige produkter (Bianchini & Hewage 2012).

5.4 Vegetasjonslag reduserer konsentrasjonen av CO₂

Karbondioksid (CO₂) er den viktigste klimagassen både globalt og i Norge. Etter tall fra 2013 bidrar olje og gassproduksjonen til ca 30,4 % av utslippene av CO₂, etterfulgt av industri og bergverk med 25,3 % og veitrafikk 22,6 % (Miljøstatus i Norge 2014a).

Ved feltmålinger, eksperiment i lukkede kamre og datasimuleringer kvantifiserte Li et al. (2010) effektene av et grønt tak på luftkonsentrasjonen av CO₂ i Hong Kong. De fant at CO₂ konsentrasjonene varierte i og rundt plantefelt. På dagtid i direkte sollys var konsentrasjonen av CO₂ midt i et plantefelt lavere enn den var 2 meter unna plantefeltet, om natten var det omvent. Det kom av at plantene på solrike dager tok opp mye mer CO₂ fra atmosfæren til fotosyntesen enn de ga fra seg igjennom respirasjonen, om natten ble fotosyntesen svakere, respirasjonen økte og plantene ga fra seg CO₂ til omgivelsene. Ved påvirkning av sterk vind var differansen mellom plantefelt og omgivelsene liten. Spredningen av CO₂ ble signifikant

påvirket av luftstrømmen, jo sterkere vinden var jo mer ensartet var den romlige spredningen av CO₂.

CO₂ absorpsjonshastigheten til plantene var også avhengig av intensiteten av solstrålingen og den varierte gjennom dagen og mellom forskjellige dager grunnet forskjellige skyforhold og solvinkler. Absorpsjonshastigheten av CO₂ på en solrik dag var ca ni ganger utslippshastigheten om natten. De konkluderer med at effektiviteten til grønne tak til å absorbere CO₂ er avhengig av tilstanden til plantene, posisjonen til det grønne taket og luftstrømmene. På en solrik dag kan grønne tak senke CO₂ konsentrasjonen i det nærliggende området med 2 % (Li et al. 2010).

5.5 Karbonlagring og tilbakebetalingstid av karbon

Frigitt karbondioksid lokalt kan føre til en økning i temperaturen både lokalt og globalt. Urbane grøntområder kan motvirke dette ved å ta opp CO₂ fra luften og lagre det i substrat og plantebiomasse (Kong et al. 2014). Plantene tar gjennom fotosyntesen opp CO₂ fra luften og lagrer den som biomasse i plantene. Karbonet blir overført til jorden ved planterester som faller på bakken eller fra roteksudater i rotsonen. Tiden karbonet (C) er i jorden før det brytes ned er ikke kvantifisert på grønne tak enda, men hvis den netto primærproduksjonen i biomassen er større enn nedbrytningen i jorden vil grønne tak fungere som en netto karbon sink. I motsatt tilfelle vil taket fungere som source for karbon og gi fra seg karbon til luften. Morfologien og egenskapene til arter på grønne tak samt substratdybden vil påvirke karbonlagringen (Getter et al. 2009).

Getter et al. (2009) gjorde to undersøkelser hvor de vurderte karbonlagringspotensialet til ekstensive grønne tak i USA over en periode på to år. Den ene undersøkelsen på tolv grønne sedumtak viste etter to år at de gjennomsnittlig lagret 162 g C per m² i biomassen over bakken, men at det også var store variasjoner etter substratdybde og alderen på de grønne takene. I den andre undersøkelsen kvantifiserte de CO₂ opptaket fra fire arter av *Sedum* i 6 cm substratdybde. De fant at den gjennomsnittlige lagringskapasiteten i biomassen over bakken var 168 g C per m² og den varierte mellom arter. *Sedum album* hadde den høyeste verdien på 239 g C per m² etterfulgt av *Sedum kamtschaticum* (202), *Sedum spurium* (166) og *Sedum acre* med den laveste verdien på 64 g C per m². Den gjennomsnittlige lagringskapasiteten for biomassen under jorden var 107 g C per m². Her hadde *Sedum kamtschaticum* den høyeste verdien på 185 g C per m² etterfulgt av *Sedum spurium* (126), *Sedum album* (78) og *Sedum acre* med den laveste verdien på 37 g C per m². Ved studieslutt var det gjennomsnittlige karboninnholdet i substratet på 913 g C per m² og det var ingen signifikante effekt av arter på substratet.

Den totale karbonlagringen i hele det ekstensive grønne taksystemet var på 1188 g C per m², inkludert plantebiomasse og substrat. Ved å trekke fra karboninnholdet i det opprinnelige substratet på 810 g C per m² fant de at det ekstensive grønne taket hadde en netto karbonlagring på 378 g C per m². På bakgrunn av data fra produsenter kalkulerte de at energiforbruket i produksjonsprosessen av materialene som ble brukt på taket var på 6500 g C per m². Det grønne taket ga bygningen mindre energiforbruk og dermed et mindre utslipp, noe som tilsvarte 700 g C per m². Av dette estimerte de at tilbakebetalingstiden for utslipp under produksjonen av materialene var på 9 år. Ved å ta med karbonlagringen fra vegetasjonen på det grønne taket ble denne tilbakebetalingstiden redusert med 2 år.

Whittinghill et al. (2014) kvantifiserte karbonlagringspotensialet i ni landskapssystemer på bakkenivå og tre grønne tak, blant annet for å utfylle resultatene til Getter et al. (2009). Ved å se på karboninnholdet i plantebiomasse og i substrat fant de at alle systemene hadde evne til å lagre karbon. Landskapssystemer med treaktige arter, høyt volum av plantebiomasse og dypere substrater og landskapssystemer med urteaktige flerårige arter og gress hadde det høyeste karboninnholdet. Systemet med stedegen prærieblanding på bakkenivå hadde også et høyt karboninnhold, grunnet stort volum av plantebiomasse. Landskapssystemene med grønne tak bestående av *Sedum* og stedegen prærieblanding inneholdt mindre karbon enn deres motpart på bakkenivå, noe som kunne skyldes forskjeller i jord- og substraegenskaper, plantedekningsgrad og tilgang på vann. Dypere substrat økte karboninnholdet i grønne sedumtak. Studien viste at selv om grønne tak lagrer karbon så gir systemer på bakkenivå større karbonlagring.

Whittinghill et al. (2014) fant at i forhold til Getter et al. (2009) hadde alle de grønne taksystemene høyere karbonlagringskapasitet. Getter et al. (2009) fant i sin undersøkelse at grønne sedumtak inneholdt totalt 0,378 kg C per m². Ved å justere for karboninnhold i substratet ved utlegging fant Whittinghill et al. (2014) at grønne sedumtak inneholdt totalt 4,67 kg C per m². Noe av forskjellen kunne forklares med at i undersøkelsen til Whittinghill et al. (2014) ble de grønne takene vannet og hadde dermed større biomasse.

Grønne tak med mer komplekse plantesamfunn reduser tilbakebetalingsperioden av karbon (Whittinghill et al. 2014). Ved å bruke den samme kalkulasjonen som Getter et al. (2009) fant de at tak med bare substrat og en substratdybde på 10,2 cm inneholdt 10,5 kg C per m². Det ga en tilbakebetalingstid etter produksjonen av takmaterialene på 15 år. Ved å beplante substratet ble tilbakebetalingstiden redusert, men det var forskjeller mellom arter og sammensetningen av arter; *Sedum* reduserte tilbakebetalingstiden til 2,2 år, stedegen prærie miks til 1,9 år, grønnsaker og urter til 1,2 år og flerårige urteaktige arter og gress reduserte tilbakebetalingstiden til 0,2 år.

5.6 Karbonutslipp fra skjøtsel og vedlikehold

Whittinghill et al. (2013) konkluderer med at de landskapstypene som ble undersøkt vil ha forskjellig karboninnhold etter intensiteten av vedlikeholdet og skjøtselen som utføres på de forskjellige landskapene. Det kan være frekvensen og omfanget av beskjæring, plenklipping, gjødsling, vanning og ugress-, og skadedyrsbekjempning. Dette støttes av Kong et al. (2013) som fant at det var hvordan skjøtselen og vedlikeholdet ble utført som avgjorde om gressarealer avga eller tok opp CO₂. Intens skjøtsel, spesielt plenklipping med motorisert redskap fører til økt utslipp av CO₂.

Kong et al. (2013) undersøkte karboninnhold og karbonutslipp i urbane gressområder i Hong Kong. De vurderte også om karbonutslipp fra drift- og vedlikehold gjorde en urban gressplen til karbon sink (tar opp karbon) eller source (gir fra seg karbon). For gressartene fant de at karbonlagringskapasiteten i biomasse over bakken varierte mellom de undersøkte områdene, fra 0,05 kg m⁻² til 0,21 kg C m⁻². De forskjellige områdene krevde forskjellig vedlikehold og årlig bidro dette vedlikeholdet til et karbonutslipp som varierte fra 0,17 - 0,63 kg C_e (karbon ekvivalent) per m². De fant også at det årlige karbonutslippet fra drift- og vedlikehold var lavere enn den totale karbonlagringen.

Ved å bruke et skjøtselsregime basert på karbonlagringskapasiteten til plantearter kan karbonutslipp fra drift- og vedlikehold manipuleres og reduseres. Motoriserte redskaper i drift og vedlikehold gir de største karbonutslippene slik at for eksempel plenklipping bør utføres sjeldnere og uten at det går ut over kvaliteten til gresset. Det kan også brukes mer effektive teknologier som solcelledrevne enheter for å redusere utslipp av CO₂. Vanning og bruk av kunstgjødsel og plantevernmidler kan også gjøres mer effektivt (Kong et al. 2014).

6. EFFEKTER AV GRØNNE TAK OG VEGGER PÅ URBAN HEAT ISLAND

EFFEKTEN

Urban Heat Island (UHI) effekten karakteriseres av at temperaturen i urbane områder er høyere enn i omkringliggende og mer landlige områder, spesielt om natten (Oberndorfer et al. 2007). I boken *Planting Green Roofs and Living Walls* viser Dunnnett og Kingsbury (2008) til en undersøkelse utført av Stulpnagel et al. (1990) som viste at temperaturen i sentrum av Berlin på en klar vindstille natt var opp til 9 grader høyere enn i utkanten av sentrum. Susca et al. (2011) overvåket UHI effekten i fire områder i New York City og fant at den gjennomsnittlige temperaturen var 2 grader høyere i områder med lite vegetasjon kontra områder med mye vegetasjon.

6.1 Absorbent strålingsenergi blir lagret som varmeenergi

Fasadevinduer og overflater av betong og asfalt absorberer strålingen fra solen og lagrer den som varmeenergi i løpet av dagen. I løpet av natten frigjøres denne strålingsvarmen til atmosfæren og det fører til at den omkringliggende lufttemperaturen øker (Lee et al. 2014). Vegetasjon absorberer og reflekterer bort strålingsenergien fra solen og senker dermed lufttemperaturen (Alexandria & Jones 2008; Coutts et al. 2013). Plantene bruker den absorberte energien i fotosyntesen, transpirasjonen og respirasjonen (Ouldboukhite et al. 2014; Zinzi & Agnoli 2012). Når vegetasjonen i urbane områder blir erstattet av menneskeskapte konstruksjoner øker den urbane temperaturen (Alexandria & Jones 2008; Lee et al. 2014; Ouldboukhite et al. 2014; Susca et al. 2011; Zinzi & Agnoli 2012).

I følge Alexandria og Jones (2008) kan utformingen av bygningskonstruksjoner danne urbane canyon som kjennetegnes av juvlignende forhold i urbane områder, hvor vertikale flater danner vegger og veier mellom bygninger danner bunnen. Slike forhold øker den urbane temperaturen ved at varmeenergien som normalt ville blitt spredt utover i stedet blir "fanget" inne i den urbane canyon. Hvor mye varmeenergi den urbane canyon vil holde på er avhengig av solstråling(mengde og intensitet), vind(styrke og retning) og klima. Himmelretningen til den urbane canyon er viktig for hvor mye solstråling som treffer overflatene og en bred canyon er mer utsatt for direkte solinnstråling enn en smal (Alexandria & Jones 2008).

6.2 Reduksjon av den urbane lufttemperaturen

Den urbane lufttemperaturen kan reduseres ved å kle fasader og tak med materialer og farger som har stor evne til å reflektere bort strålingen fra solen (Zinzi & Agnoli 2012). Den urbane temperaturen kan reduseres ved å bruke grønne tak (Zinzi & Agnoli 2012), grønne vegger (Wong et al. 2009) eller begge deler (Ouldboukhithine et al. 2014; Takebayashi & Moriyama 2007). I følge Ouldboukhithine et al. (2014) er den beste måte for å senke lufttemperaturen inne i en urban canyon å ha både grønne vegger og grønne tak. Grønne tak avkjøler varme luftmasser før de går inn i den urbane canyon, mens grønne vegger avkjøler de varme luftmassene inne i canyonen (Ouldboukhithine et al. 2014). Grønne vegger har større effekt enn grønne tak på mikroklimaet inne i en canyon, men grønne tak har større innvirkning oppe på taknivå og dermed også på hele den urbane skalaen (Alexandria & Jones 2008).

Grønne tak reflekterer mer solstråling enn vanlig mørke urbane tak og for å øke refleksjonen kan det legges et tynt lag av hvit grus eller steiner på taket (Coutts et al. 2013). Takets levetid øker ved at vegetasjonslaget beskytter takmembranen mot ekstreme temperaturer, temperatursvingninger og forsinker tidspunktet for temperaturtopper i membranoverflaten med flere timer. Det er vist at et grønt tak kan redusere maksimumstemperaturen på en takoverflate med 20 grader om sommeren (Ouldboukhithine et al. 2014). Ved å simulere temperaturreduksjoner i urbane canyoner i forskjellige klimaer fant Alexandria og Jones (2008) at lufttemperaturen ble redusert med 4,5 grader i områder med middelhavsklima og 2,6 grader i tempererte klima når fasadene var dekket med vegetasjon. Ouldboukhithine et al. (2014) fant at lufttemperaturen i en urban gate ble redusert med 0,8 grader og daglige temperaturtopper ble redusert med en grad ved vegetasjon tilstede. Vegetasjonens temperaturreduksjon er avhengig av geometrien og hvor mye vegetasjon som er til stede (Alexandria & Jones 2008). Susca et al. (2011) fant at overflatetemperaturen på grønne tak varierer etter typen vegetasjon som brukes på taket. Temperaturen er lavere i områder som er dekket med tykk mørk grønn vegetasjon enn i områder som er dekket med sparsom rød vegetasjon eller bare jord (Niachou et al. 2001).

På dagtid kan ekstensive grønne tak i følge Lin et al. (2013) redusere temperaturen på utsiden av taket og dermed også temperaturen inne i bygninger. Temperaturen inne i bygninger vil også øke mer gradvis. På nattetid kan taket opprettholde noe av temperaturen i omgivelsene og stabilisere temperaturforandringer (Lin et al. 2013).

6.3 Vegetasjonslag hemmer varmestrømmen og gir energisparing

Graden av isolasjon i bygningskonstruksjoner påvirker i følge Kolokotsa et al. (2013) den urbane temperaturen ved å redusere eller stoppe varmestrømmen gjennom fasader og tak. I dårlig isolerte bygg overføres varmeenergien fra solen utenfra og inn på dagtid når det er varmt, og omvendt om natten når det er kaldt. I tillegg til at en lav grad av isolasjon i bygninger fører til økt temperatur på utsiden om natten, gir det også økt energibehov til oppvarming og avkjøling av bygninger (Kolokotsa et al. 2013). Ved bruk av vegetasjonslag på bygninger minsker avkjølings- og oppvarmingsbehovet (Coutts et al. 2013; Niachou et al. 2001; Ouldboukhidine et al. 2014). Vegetasjonslaget virker som ekstra isolasjon ved å hindre varmestrømmen i å gå trengte igjennom vegger og tak og det er vist at tak med vegetasjon isolerer bedre mot varme enn tak uten vegetasjon (Zinzi & Agnoli 2012). På steder med lite behov for avkjøling av bygninger kan energibehovet til avkjøling i følge Alexandri og Jones (2008) bli redusert til null ved å dekke tak og vegger med vegetasjon.

I følge Niachou et al. (2001) gir bruk av grønne tak stor avkjølingseffekt på bygninger med takkonstruksjoner uten isolasjon eller med lav grad av isolasjon. I godt isolerte bygninger ble det funnet at grønne tak ga en energisparing på mindre enn 2 % (Niachou et al. 2001). Alexandria og Jones (2008) anslo en energisparing fra 90 % til 30 % for forskjellige byer når alle fasader var implementert med vertikale grønne systemer. Grønne ekstensive tak kan gi større avkjøling av bygninger i varme klima, mens isolasjonseffekten vil være høyere i kalde klima (Lin et al. 2013). Avkjølingseffekten minker ved regnvær (Coutts et al. 2013) og det er vist at på regnfulle dager ble avkjølingseffekten utendørs redusert fra 42 % til 28 % og innendørs minket avkjølingseffekten fra 8 % til 4 % (Lin et al. 2013).

Ved valg av arter til grønne tak bør det velges arter med høy transpirasjon for å styrke avkjølingseffekten. Arter av *Sedum* transpirerer ikke aktivt på dagtid og er derfor ikke egnet for å oppnå avkjølingsresultater alene (Niachou et al. 2001). Vanning av grønne tak er nødvendige for å unngå varmestress og øke evapotranspirasjonen (Coutts et al. 2013). Et fuktig tak har god avkjølingsevne, mens et tørt tak har god isolasjonsevne og det er viktig å konstruere grønne tak i henhold til klimatiske forhold og etter energibehov (Zinzi & Agnoli 2012).

I følge Wong et al.. 2009 slipper et tykt vegetasjonslag på fasader igjennom mindre varmestråling, det reduserer den urbane temperaturen og dermed bygningens energibehov mer effektivt enn et tynt vegetasjonslag. Grønne vegger med 100 % plantedekningsgrad senker effektivt den gjennomsnittlige strålingstemperaturen i en bygning med glassfasader. I fasader av betong blokkerer de solinnstrålingen og minsker varmestrømmen gjennom fasaden (Wong et al. 2009).

7. OPPSUMMERING

Klimaendringer og urbanisering har ført til at interessen for grønne tak og vegger er økende i mange land. Det er stor utvikling på disse feltene og ny teknologi i kombinasjon med lette materialer gir mange og nye muligheter for konstruksjon, utforming og plantevalg. I Norge har det vært tradisjon med torvtak på hus, men vi ligger etter andre land i bruken av moderne grønne taksystemer. Det skjer imidlertid mye på området og bruken av grønne tak i Norge er økende. Det har kommet mange aktører på markedet og enkelte av dem har også har nære forbindelser med store aktører i utlandet. I Norge har enkelte utbyggere begynt å se mulighetene med levende veggssystemer, men generelt er bruken av moderne grønne veggssystemer til utendørsbruk i Norge liten.

Dagens grønne tak utformes etter formålet med taket og de vanligste taktypene er ekstensive og semi-intensive grønne tak, samt kombinasjoner av brune tak og økologiske tak. Sedumtak er de takene som blir mest bruk i dag, intensive grønne tak er mindre vanlige. De gjennomgåtte publikasjonene i denne oppgaven hadde undersøkt miljøeffekter av grønne tak og vegger på biodiversitet, overvannsavrenning, luftforurensninger og urban heat island effekten. Den miljøeffekten det var utført flest studier på, og som generelt var klart best dokumentert var fordrøyingseffekter av ekstensive grønne tak på overvannsavrenning. Effekter på biodiversitet og urban heat island effekten var også relativt bra dokumentert. Den miljøeffekten det var utført færrest studier på var luftforurensninger og CO₂. Nesten alle studiene som ble gjennomgått i denne oppgaven var om miljøeffekter av grønne tak, om grønne vegger var det lite dokumentasjon.

Effekter av grønne tak og vegger på biodiversitet

Det var stor forskjell i hva studiene om biodiversitet hadde undersøkt. I forhold til grønne tak var det flest artikler som omhandlet planter og få artikler om substrat, leddyr, mikroleddyr, bier og fugler. En artikkel omhandlet grønne vegger og fugler.

Generelt viste artiklene at grønne tak kan øke biodiversiteten ved at de gir habitat for dyre- og plantelivet i urbane områder. Det er vist at de også kan bevare sjeldne og truede arter. Grønne tak med nærliggende grøntområder på bakkenivå gjør at dyre og plantearter lettere kan spre seg mellom områder. Bare tørketolerante dyre- og plantearter overlever i de tynne substratene på ekstensive vegeterte tak.

Det er lav biodiversitet i unge substrater på grønne tak, men artsrikdom og artsmangfold øker med tiden. Artiklene viste uten unntak at det er substratdybden, og dermed taktypen som setter begrensninger for biodiversiteten på grønne tak. Dypere substrat har størst artsmangfold.

Studier av plantearter viste at arter av *Hylotelephium*, *Phedimus* og *Sedum* har klart størst tørketoleranse av arter som brukes på ekstensive og semi-intensive grønne tak. Det ble også vist at de kan tilrettelegge for andre arter under tørkeforhold.

Flere artikler viste at større artsrikdom og kompleksitet i vegetasjonssammensetningen øker planteoverlevelsen under tørkeforhold. Det er også vist at ville plantesamfunn kan kolonisere og overleve på ekstensive og semi-intensive grønne tak.

Det var få studier på biodiversitet og leddyr. De viste at det er taktypen, vegetasjonssammensetningen og den totale planteartsrikdommen som setter begrensninger for artsmangfoldet av leddyr på grønne tak og brune tak. Artsrikdom og leddyrtetthet er høyest på tak med mer komplekse vegetasjonssammensetninger. På ekstensive og semi-intensive tak blir leddyrsammensetningen og tettheten lite påvirket av at det er nærliggende grøntområder på bakkenivå, for intensive tak har det større betydning. Høy temperatur og lavt fuktighetsinnhold i substratet begrenser utbredelsen av jordmikroleddyr på ekstensive og semi-intensive tak.

En studie viste at bier og humler var tilstede på grønne tak, men med lavere tetthet, artsrikdom og artsmangfold enn i grøntområder på bakkenivå. Bietettheten og artsrikdommen økte med større andeler nærliggende grøntområder på bakkenivå. Bietettheten ble også påvirket av plantesammensetningen. Større artsmangfold av blomstrende plantearter ga også større artsmangfold av bier.

To studier har vist at meitemark ikke kan overleve på ekstensive og semi-intensive tak, men om de kan overleve på intensive grønne tak er uklart.

De tre artiklene som studerte fugler viste at fugler bruker grønne tak, men det er uklart om fugleunger fra bakkehekkende arter kan overleve i disse habitatene. Tilgang til fuktighet, næring og ly setter begrensninger for utbredelsen av fugler på grønne tak. En studie viser at grønne vegger med klatreplanter blir brukt av fugler for næring og ly. Vintergrønne vegger foretrekkes om vinteren. Grønne vegger med tilknyttede grøntområder har størst tetthet av fugler.

Vannfordrøynings effekter på grønne tak

Nesten halvparten av de gjennomgåtte publikasjonene i denne oppgaven omhandler vannfordrøynings effekter av grønne tak. Det var ingen publikasjoner på grønne vegger. Studiene vist at grønne tak kan forsinke starten av overvannsavrenningen, og redusere og forsinke avrenningsintensiteten og avrenningstoppen. Ved ekstremnedbør kan de redusere flomskader i urbane områder.

Generelt viste studiene at dybden, sammensetningen og vannmetningsgraden til substratet påvirker tilbakeholdelsen av vann på grønne tak, men regnintensiteten, nedbørsmengden og

vegetasjonslaget har også stor påvirkning. I forhold til om takvinkelen påvirker tilbakeholdelsen av overvannsavrenningen på grønne tak er konklusjonene delt. Ved lavt vanninnhold i substratet kan grønne tak både redusere og forsinke avrenningen. Når substratet er vannmettet er bare forsinkelse mulig.

Flere studier viste at tilstedeværelsen av et dreneringslag reduserer tilbakeholdelsen av vann, men øker overlevelsen til plantearter. Et vannlagingslag øker vannlagingskapasiteten på grønne tak.

Det er vist at gressarter tilbakeholder vann mer effektivt enn arter av *Hylotelephium*, *Phedimus* og *Sedum*.

Studiene viste at på årsbasis tilbakeholder grønne tak mer vann enn vanlige tak, også på vinteren. Tilbakeholdelseskapasiteten på årsbasis blir påvirket av sesongmessige forskjeller, samt klima.

Studiene viste at intensive grønne tak tilbakeholder overvannsavrenning mer effektivt enn ekstensive grønne tak.

Effekter av grønne tak og vegger på luftforurensninger

Det var 16 studier som hadde gjort undersøkelser på grønne tak og luftforurensninger, og det var bare en undersøkelse på grønne vegger.

Studiene viste generelt at grønne tak kan redusere luftforurensninger som svevestøv, O₃, NO₂, SO₂ og CO. Tre studier fant at de også kan lagre karbon. Vegetasjonslaget og substratdybden setter begrensninger for kapasiteten grønne tak har til å redusere luftforurensningen og CO₂. Generelt har nærhet til forurensningskilder, forurensningskonsentrasjon, værforhold og årstid også stor påvirkning.

Det ble vist at den taktypen som best reduserer luftforurensninger og CO₂ er intensive grønne tak, men gatetrær fjerner luftforurensninger mer effektivt. En studie viste at grønne vegger ikke var så effektive i å fjerne luftforurensninger, men de fjernet mer svevestøv enn ekstensive grønne tak.

En studie viste at grønne tak også kan fungere som kilde til luftforurensning gjennom produksjonsprosessen av materialer som brukes i grønne tak. Dette kan motvirkes ved å bruke mer miljøvennlige, resirkulerte materialer i produksjonsprosessen.

Studiene viste generelt at i urbane områder reduseres mest forurensninger totalt når grønne tak og vegger er etablert i stort antall, og i kombinasjon med eksisterende vegetasjon og andre luftforurensningstiltak.

Effekter av grønne tak og vegger på UHI (urban heat island) effekten

Det var 11 studier på UHI effekten og grønne tak og vegger.

Generelt viste studiene at grønne tak og vegger reduserer UHI effekten ved å redusere lufttemperaturen i urbane områder. Studiene viste at de senker lufttemperaturen ved

evapotranspirasjon, absorpsjon og refleksjon, samt via vegetasjonslagets isolerende evne som stopper varmestrømmen inn og ut av bygninger. Ved å senke den urbane temperaturen reduseres også sekundære luftforurensninger.

Vegetasjonslaget og dekningsgraden påvirker hvor effektivt grønne vegger reduserer lufttemperaturen, mens grønne tak også blir påvirket av dybden av substratet.

Litteraturstudien har vist at grønne tak har en rekke positive miljøeffekter når det gjelder å redusere tap av biodiversitet, tilbakeholde overvannsavrenning, redusere luftforurensninger og redusere urban heat island effekten i urbane områder. Effekten av grønne tak er størst når de designes etter formålet med taket, hvor de beste elementene fra flere taktyper brukes i oppbygningen, og de benyttes over store arealer og i kombinasjon med eksisterende vegetasjon på bakkenivå, samt andre miljøtiltak. Fremtidsutsikter med klimaendringer og økende fortetning i urbane områder aktualiserer økt bruk av grønne tak og vegger.

BEGREPSAVKLARINGER

Artsmangfold eller artsdiversitet er summen av alle arter eller den variasjonen av arter som fins i et område (Samarbeidsrådet for biologisk mangfold 2012).

Artsrikdom er definert som antall arter innenfor et habitat på et gitt tidspunkt (Aarnes 2003).

Biologisk mangfold: Kalles også biodiversitet og vil si mangfoldet av levende organismer.

Det kan være antall arter i et område og hvordan dette antallet er fordelt på de artene som eksisterer der. Det kan også være genetisk mangfold som sier noe om den arvelige variasjonen innen og imellom populasjoner (Store norske leksikon 2014).

Diversitet: Mengden av forskjellige arter på et gitt sted; artsrikdom (Smith & Smith 2009).

Infiltrasjon av overvann: Nedbørsvannets nedtrengning gjennom jordoverflaten (Lindholm & Bjerkholt 2010).

Lokal overvannshåndtering/disponering: Tiltak lokalt der nedbøren faller som hindrer overvannet i å renne direkte til avløpsledninger eller vassdrag (Lindholm & Bjerkholt 2010).

Overvann: Nedbør og vann fra snøsmelting som renner av på overflaten (Lindholm & Bjerkholt 2010).

Populasjon: En gruppe individer av samme art innenfor et mer eller mindre klart avgrenset område (Fremstad & Moen 2001).

Suksesjon(succession): En langsiktig endring i plantesamfunn i naturen skapt av endringer i artssammensetningen og mengdeforhold mellom artene. Er en prosess der et plantesamfunn endres gradvis til et annet (Fremstad & Moen 2001).

FIGURLISTE

<i>Figur 1: Babylons hengende hager (Wikipedia 2014a)</i>	11
<i>Figur 2: Eksempel på ekstensive, semi-intensive og intensive grønne tak (International Green Roof Association 2014).</i>	13
<i>Figur 3: Ekstensive grønne sedumtak. Foto til venstre Svein Boasson (Boasson 2014). Foto til høyre ZinCo Norge AS (ZinCo Norge AS).</i>	14
<i>Figur 4: Semi-intensivt grønt tak (International Green Roof Association 2014).</i>	15
<i>Figur 5: Intensiv grønt tak. Foto: Svein Boasson (Boasson 2014)</i>	16
<i>Figur 6: Et brunt tak/ biodiversitetstak (Tiga Europe Limited 2014).</i>	17
<i>Figur 7: Ekstensivt grønt tak med økologisk design (International Green Roof Association 2014)</i>	18
<i>Figur 8: DNB Trappehuset i Bjørvika hvor Vital Vekst AS har levert Sedum (Vital Vekst AS)</i>	19
<i>Figur 9: En generell prinsippskisse over oppbygningen av et grønt tak (ZinCo Norge AS)</i>	22
<i>Figur 10: Sedumtak med fall. Foto: Vital Vekst AS (Vital Vekst AS)</i>	23
<i>Figur 11: Biodiversitetstak og kupert englandskap på Augustenborg Botaniske Hage. Foto Louise Lundberg (Lundberg 2011).</i>	24
<i>Figur 12: Sedumtak. Foto Svein Boasson (Boasson 2014).</i>	28
<i>Figur 13: Vegetasjon på murvegg i Oslo. Foto: Sigrid Murud / Bygg og Bevar (Langeland 2014).</i>	37
<i>Figur 14: Før og etter bilder av Quai Brainly Museum fra 2006 i Paris, Frankrike. Veggen er designet av Patric Blanc og arkitekten er Jean Nouvel (Quai Branly Museum).</i>	40
<i>Figur 15: Norges første moderne levende utendørsvegg i Kristiansand, strekker seg fra innerom til uterom. Foto: Arvid Ekle/Anlegg og utemiljø AS (Blakstad 2014b).</i>	40
<i>Figur 16: Utstillingshage under Chelsea Flower Show i 2011 Foto: Svanhild Blakstad/Byggeindustrien (Blakstad 2013a).</i>	41
<i>Figur 17: Hydrologisk prosess på grønne tak (Stovin et al. 2012).</i>	53
<i>Figur 18: Avrenningen blir forsinket, avrenningstoppen og det totale avrenningsvolumet blir redusert og forsinket på grønne tak, sammenliknet med vanlige tak (Stovin et al. 2012).</i>	54

TABELLISTE

<i>Tabell 1: Historikk over litteratursøk i databasen ISI Web of Science</i>	10
<i>Tabell 2: Noen leverandører og produsenter på det norske markedet. Informasjon basert på nettsøk.</i>	20
<i>Tabell 3: Generell oppbygning av tak med fall. Basert på Vital Vekst AS (Vital Vekst AS).</i>	23
<i>Tabell 4: Sukkulenter som er aktuelle på ekstensive og semi-intensive grønne tak. Basert på Dunnett og Kingsbury (2008) og Snodgrass og Snodgrass (2006)</i>	27
<i>Tabell 5: Arter fra Crassulaceae som brukes på ekstensive grønne tak i Norge, med gammelt og nytt navn, samt Artsdatabankens risikovurdering for spredning i norsk natur. Basert på Artsdatabanken, Braskerud (2014) og Nordeng et al. (2012). SE= arter med svært høy risiko, PH= arter med potensielt høy risiko, LO= arter med lav risiko og NK= arter med ingen kjente risiko.</i>	29
<i>Tabell 6: Flerårige urteaktige arter som ofte brukes i vegetasjonsmatter i Norge. Basert på Veg Teck AB og ZinCo Norge AS.</i>	30
<i>Tabell 7: Flerårige urteaktige arter som kan brukes på ekstensive og semi-intensive grønne tak. Basert på Dunnett og Kingsbury (2008) og Snodgrass og Snodgrass (2006)</i>	31
<i>Tabell 8: Arter av gress og starr som kan brukes på ekstensive og semi-intensive grønne tak. Basert på Dunnett og Kingsbury (2008) og Snodgrass og Snodgrass (2006).</i>	32
<i>Tabell 9: Løkkevekster som kan brukes på ekstensive og semi-intensive grønne tak. Basert på Dunnett og Kingsbury (2008) og Snodgrass og Snodgrass (2006).</i>	33
<i>Tabell 10: Ettårige arter som kan brukes på ekstensive og semi-intensive grønne tak. Basert på Dunnett og Kingsbury (2008)</i>	35
<i>Tabell 11: Arter av klatreplanter som kan gi utfordringer for ved bruk på veggfasader. Basert på Langeland (2014)</i>	39

LITTERATURLISTE

- Aarnes, H. (red.). (2003). *Økologi*. Botansk- og plantefysiologisk leksikon: UIO Institutt for biovitenskap.
- Aas, K, L. (2013). *Gode grunner til grønne tak*. Ingeniør nytt. Tilgjengelig fra: <http://www.vitalvekst.no/wp-content/uploads/2013/10/ingenornytt190613.pdf> (lest 19.3.2014).
- Alexandria, E. & Jones, P. (2008). Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates. *Building and Environment*, 43 (4): 480-493.
- Ansel, W. & Appl, R. (2012). *Green Roof Policies - an international review of current practices and future trends*. Tyskland: International Green Roof Association (IGRA). Tilgjengelig fra: http://www.igra-world.com/images/news_and_events/IGRA-Green-Roof-Policies.pdf.
- Arkeologisk museum. (2013). *Jernaldergarden*: Universitetet i Stavanger. Tilgjengelig fra: <http://am.uis.no/category.php?categoryID=7001> (lest 13.3.2014).
- Artsdatabanken. (2012a). Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/> (lest 26.4.2014).
- Artsdatabanken. (2012b). *Hva påvirker rødlistearter?* Trondheim. Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/rodlistedearter/pavirkningsfaktorer>.
- Baik, J. J., Kwak, K. H., Park, S. B. & Ryu, Y. H. (2012). Effects of building roof greening on air quality in street canyons. *Atmospheric Environment*, 61: 48-55.
- Bates, A. J., Sadler, J. P. & Mackay, R. (2013). Vegetation development over four years on two green roofs in the UK. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12 (1): 98-108.
- Baumann, N. (2006). Ground-Nesting Birds on Green Roofs in Switzerland: Preliminary Observations. *Urban habitats*, 4: 37-50.
- Bengtsson, L. (2005). Peak flows from thin sedum-moss roof. *Nordic Hydrology*, 36 (3): 269-280.
- Bengtsson, L., Grahn, L. & Olsson, J. (2005). Hydrological function of a thin extensive green roof in southern Sweden. *Nordic Hydrology*, 36 (3): 259-268.
- Berardi, U., GhaffarianHoseini, A. & GhaffarianHoseini, A. (2014). State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Applied Energy*, 115: 411-428.
- Berretta, C., Poe, S. & Stovin, V. (2014). Moisture content behaviour in extensive green roofs during dry periods: The influence of vegetation and substrate characteristics. *Journal of Hydrology*, 511: 374-386.
- Bianchini, F. & Hewage, K. (2012). How "green" are the green roofs? Lifecycle analysis of green roof materials. *Building and Environment*, 48: 57-65.
- Biotope Ltd. (2014). *Living Walls*. Tilgjengelig fra: <http://www.biotope.uk.com/living-walls/> (lest 24.3.2014).
- Biowall AS. *Biowall AS er ledende i Norge på levering av levende grønne vegger*. Tilgjengelig fra: <http://biowall.no/> (lest 24.3.2014).
- Blakstad, S. (2011). *Grønne takleggere i Bjørvika*. BYGGEINDUSTRIEN NR 16. Tilgjengelig fra: <http://www.vitalvekst.no/wp-content/uploads/2011/12/sedum-i-Bjørvika.pdf> (lest 14.3.2014).
- Blakstad, S. (2013a). *Til topps med ni meter høy kjøkkenhage*: Byggeindustrien. Tilgjengelig fra: <http://www.bygg.no/hage/article/73228?image=dp-image16063-1031823> (lest 24.3.2014).
- Blakstad, S. (2013b). *Trondheims første levende vegger*. Byggeindustrien. Tilgjengelig fra: <http://www.bygg.no/article/85112?image=dp-image17954-1034336> (lest 24.3.2014).
- Blakstad, S. & Joelson, T. (2013). *Norges første levende vegg*. Byggeindustrien. Tilgjengelig fra: <http://www.bygg.no/hage/article/73713?image=dp-image16391-1032286> (lest 24.3.2014).
- Blakstad, S. (2014a). *Bedre innemiljø med plantevegg*: Byggeindustrien. Tilgjengelig fra: <http://www.bygg.no/hage/article/98802> (lest 24.3.2014).

- Blakstad, S. (2014b). *Norges første grønne utendørsvegg*: Byggeindustrien. Tilgjengelig fra: <http://www.bygg.no/hage/article/87914?image=dp-image18406-1034938> (lest 24.3.2014).
- Boasson, S. (2014). *Grønne tak*. Tilsendte bilder fra rettighetshaver: Anleggsgartnermester Svein Boasson AS.
- Braskerud, B. C. (red.). (2014). *Grønne tak og styrtregn. Effekten av ekstensive tak med sedumvegetasjon for redusert avrenning etter nedbør og snøsmelting i Oslo*. Rapport nr 65/2014: Norges vassdrags- og energidirektoratet. 98 s.
- Braskerud, B. C. & Ødegård, I. M. (2014). *Grønne vegetasjonsdekkende tak for flomdemping*. Faktaark versjon 1.0 januar 2014. Tilgjengelig fra: <http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/108236/Gr%C3%B8nneTak.pdf> (lest 18.6.2014).
- Brenneisen, S. (2003, 30.5.2003). *The benefits of biodiversity from green roofs: Key design consequences*. In proceedings of the 1st North American green roof conference: Greening rooftops for sustainable communities, Chicago: Green roofs for healthy cities. 323-329 s.
- Brenneisen, S. (2006). Space for urban wildlife: Design green roofs as habitats in Switzerland. *Urban habitats*, 4: 27-36.
- Buccola, N. & Spolek, G. (2011). A Pilot-Scale Evaluation of Greenroof Runoff Retention, Detention, and Quality. *Water Air and Soil Pollution*, 216 (1-4): 83-92.
- Burgess, H. (2004). *An assessment of the potential of green roofs for bird conservation in the UK*. <http://www.livingroofs.org.uk/images/stories/pdfs/BirdsOnRoofs.pdf>: University of Sussex.
- Butler, C. & Orians, C. M. (2011). Sedum cools soil and can improve neighboring plant performance during water deficit on a green roof. *Ecological Engineering*, 37 (11): 1796-1803.
- Butler, C., Butler, E. & Orians, C. M. (2012). Native plant enthusiasm reaches new heights: Perceptions, evidence, and the future of green roofs. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11 (1): 1-10.
- Byggeindustrien. (2013). *Nye eiere i Zinco Norge*: Byggeindustrien. Tilgjengelig fra: <http://www.bygg.no/article/99434> (lest 19.3.2014).
- Carson, T. B., Marasco, D. E., Culligan, P. J. & McGillis, W. R. (2013). Hydrological performance of extensive green roofs in New York City: observations and multi-year modeling of three full-scale systems. *Environmental Research Letters*, 8 (2).
- Carter, T. & Jackson, C. R. (2007). Vegetated roofs for stormwater management at multiple spatial scales. *Landscape and Urban Planning*, 80 (1-2): 84-94.
- Carter, T. L. & Rasmussen, T. C. (2006). Hydrologic behavior of vegetated roofs. *Journal of the American Water Resources Association*, 42 (5): 1261-1274.
- Chiquet, C., Dover, J. W. & Mitchell, P. (2013). Birds and the urban environment: the value of green walls. *Urban Ecosystems*, 16 (3): 453-462.
- Conte, G., Bolognesi, A., Bragalli, C., Branchini, S., De Carli, A., Lenzi, C., Masi, F., Massarutto, A., Pollastri, M. & Principi, I. (2012). Innovative Urban Water Management as a Climate Change Adaptation Strategy: Results from the Implementation of the Project "Water Against Climate Change (WATACLIC)". *Water*, 4 (4): 1025-1038.
- Coutts, A. M., Daly, E., Beringer, J. & Tapper, N. J. (2013). Assessing practical measures to reduce urban heat: Green and cool roofs. *Building and Environment*, 70: 266-276.
- Currie, B. A. & Brass, B. (2008). Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosystems*, 11 (4): 409-422.
- Damodaram, C., Giacomoni, M. H., Khedun, C. P., Holmes, H., Ryan, A., Saour, W. & Zechman, E. M. (2010). Simulation of combined best management practices and low impact development for sustainable stormwater management. *Journal of the American Water Resources Association*, 46 (5): 907-918.

- DeNardo, J. C., Jarrett, A. R., Manbeck, H. B., Beattie, D. J. & Berghage, R. D. (2005). Stormwater mitigation and surface temperature reduction by green roofs. *Transactions of the Asae*, 48 (4): 1491-1496.
- Deutsch, B., Whitlow, H., Sullivan, M. & Savineau, A. (2005). *RE-GREENING WASHINGTON, DC: A Green Roof Vision Based on Quantifying Storm Water and Air Quality Benefits*. Tilgjengelig fra: <http://www.greenroofs.org/resources/greenroofvisionfordc.pdf>.
- Dunnett, N. & Kingsbury, N. (2008). *Planting Green Roofs and Living Walls*. Revised and updated edition utg. Portland / London Timber Press. 328 s.
- Fassman-Beck, E., Voyde, E., Simcock, R. & Hong, Y. S. (2013). 4 Living roofs in 3 locations: Does configuration affect runoff mitigation? *Journal of Hydrology*, 490: 11-20.
- Francis, R. A. & Lorimer, J. (2011). Urban reconciliation ecology: The potential of living roofs and walls. *Journal of Environmental Management*, 92 (6): 1429-1437.
- Fremstad, E. & Moen, A. (red.). (2001). *Truete vegetasjonstyper i Norge*. Rapport botanisk 2001-4. Trondheim: NTNU Vitenskapsmuseet. 1-231 s.
- Fremtidens byer. (2013). *Fremtidens byer har grønne tak*. Regjeringen: Kommunal- og moderniseringsdepartementet. Tilgjengelig fra: http://www.regjeringen.no/nb/sub/framtidensbyer/byer/kristiansand/framtidens-byer-har-gronne-tak.html?regj_oss=1&id=736407 (lest 17.10.2014).
- Gedge, D. & Kadas, G. (2005). Green roofs and biodiversity. *Biologist*, 52 (3): 161-169.
- Getter, K. L., Rowe, D. B. & Andresen, J. A. (2007). Quantifying the effect of slope on extensive green roof stormwater retention. *Ecological Engineering*, 31 (4): 225-231.
- Getter, K. L., Rowe, D. B., Robertson, G. P., Cregg, B. M. & Andresen, J. A. (2009). Carbon sequestration potential of extensive green roof. *Environmental Science & Technology*, 43.
- Graceson, A., Hare, M., Monaghan, J. & Hall, N. (2013). The water retention capabilities of growing media for green roofs. *Ecological Engineering*, 61: 328-334.
- Grant, G. (2006). Extensive Green Roofs in London. *Urban habitats*, 4: 51-65.
- Gregoire, B. G. & Clausen, J. C. (2011). Effect of a modular extensive green roof on stormwater runoff and water quality. *Ecological Engineering*, 37 (6): 963-969.
- Guo, Y. P., Zhang, S. H. & Liu, S. G. (2014). Runoff Reduction Capabilities and Irrigation Requirements of Green Roofs. *Water Resources Management*, 28 (5): 1363-1378.
- Guttu, J. & Thorèn, A.-K. H. (1999). Fortetting med kvalitet: bebyggelse og grønstruktur. Oslo: Miljøverndepartementet. 84 s.
- Hansen, B., O. (2009). Den botaniske takhagen i Malmö. *Park & anlegg*, 7.
- Hansen, B., O. (2012). *Vital vekst for grønne tak*. Park & Anlegg. Tilgjengelig fra: <http://www.vitalvekst.no/wp-content/uploads/2012/09/parkanlegg-07-2012.pdf> (lest 14.3.2014).
- Hathaway, A. M., Hunt, W. F. & Jennings, G. D. (2008). A field study of green roof hydrologic and water quality performance. *Transactions of the Asabe*, 51 (1): 37-44.
- Hilten, R. N., Lawrence, T. M. & Tollner, E. W. (2008). Modeling stormwater runoff from green roofs with HYDRUS-1D. *Journal of Hydrology*, 358 (3-4): 288-293.
- International Green Roof Association. (2014). *Green roof*. IGRA. Tilgjengelig fra: <http://www.igra-world.com/index.php> (lest 5.3.2014).
- Ishimatsu, K. & Ito, K. (2013). Brown/biodiverse roofs: a conservation action for threatened brownfields to support urban biodiversity. *Landscape and Ecological Engineering*, 9 (2): 299-304.
- Iversen, B. (2012). *Denne fasaden består av 200 ulike planter* Sunnmørsposten. Tilgjengelig fra: <http://www.smp.no/forbruker/bolig/article118159.ece> (lest 24.3.2014).
- Kadas, G. (2006). Rare invertebrates colonizing green roofs in London. *Urban habitats*, 4: 66-86.
- Kolokotsa, D., Santamouris, M. & Zerefos, S. C. (2013). Green and cool roofs' urban heat island mitigation potential in European climates for office buildings under free floating conditions. *Solar Energy*, 95: 118-130.

- Kong, L., Shi, Z. J. & Chu, L. M. (2014). Carbon emission and sequestration of urban turfgrass systems in Hong Kong. *Science of the Total Environment*, 473: 132-138.
- Københavns Kommune. *Grønne tage - byg et grønt tag*. Tilgjengelig fra: <http://www.kk.dk/da/borger/byggeri/klimatilpasning/groenne-tage> (lest 12.3.2014).
- Köhler, M., Wiartalla, W. & Feige, R. (2007). *Interaction between PV-systems and extensive green roof*. In Proceedings of the Fifth Annual International Green Roofs Conference: Greening Rooftops for Sustainable Communities, Minneapolis.
- Köhler, M. (2008). Green facades - a view back and some visions. *Urban Ecosystems*, 11: 423-436.
- Langeland, K. (2014). *Husets grønne frakk - skader plantene huset?* Oslo: Bygg og Bevar. Tilgjengelig fra: <http://www.byggogbevar.no/pusse-opp-gammelt-hus/ute/husets-groenne-frakk-skader-plantene-huset.aspx> (lest 25.11.2014).
- Lawrence Technological University. (2014). *History of greenroofs*. Tilgjengelig fra: http://www.ltu.edu/water/greenroofs_history.asp (lest 10.3.2014).
- Lee, J. S., Kim, J. T. & Lee, M. G. (2014). Mitigation of urban heat island effect and greenroofs. *Indoor and Built Environment*, 23 (1): 62-69.
- Lee, J. Y., Moon, H. J., Kim, T. I., Kim, H. W. & Han, M. Y. (2013). Quantitative analysis on the urban flood mitigation effect by the extensive green roof system. *Environmental Pollution*, 181: 257-261.
- Li, J. F., Wai, O. W. H., Li, Y. S., Zhan, J. M., Ho, Y. A., Li, J. & Lam, E. (2010). Effect of green roof on ambient CO₂ concentration. *Building and Environment*, 45 (12): 2644-2651.
- Li, Y. L. & Babcock, R. W. (2014). Green roof hydrologic performance and modeling: a review. *Water Science and Technology*, 69 (4): 727-738.
- Lid, J. & Lid, D., T. (2007). *Norsk flora*. 7 utg. Norge og Norden: Det norske samlaget. 1230 s.
- Lin, B. S., Yu, C. C., Su, A. T. & Lin, Y. J. (2013). Impact of climatic conditions on the thermal effectiveness of an extensive green roof. *Building and Environment*, 67: 26-33.
- Lindholm, O., G. & Bjerkholt, J., T. (red.). (2010). *Vannteknikk for landskapsingeniører*. Første utgave utg. Ås: Universitetet for Miljø- og Biovitenskap. 1-207 s.
- Lloyd, A. (2006). *Parabienta Green Wall from Shimizu*: TreeHugger. Tilgjengelig fra: <http://www.treehugger.com/sustainable-product-design/parabienta-green-wall-from-shimizu.html> (lest 25.3.2014).
- Lorimer, J. (2008). Living roofs and brownfield wildlife: towards a fluid biogeography of UK nature conservation. *Environment and Planning A*, 40 (9): 2042-2060.
- Lundberg, L. (2011). Augustenborg's Botanical Roof Garden. Tilgjengelig fra: http://www.gronarestad.se/tjanster/proj/augustenborg/a-borg_e.php (lest 23.9.2014).
- MacIvor, J. S. & Lundholm, J. (2011). Insect species composition and diversity on intensive green roofs and adjacent level-ground habitats. *Urban Ecosystems*, 14 (2): 225-241.
- MacIvor, J. S., Ranalli, M. A. & Lundholm, J. T. (2011). Performance of dryland and wetland plant species on extensive green roofs. *Annals of Botany*, 107 (4): 671-679.
- Madre, F., Vergnes, A., Machon, N. & Clergeau, P. (2013). A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods. *Ecological Engineering*, 57: 109-117.
- Madre, F., Vergnes, A., Machon, N. & Clergeau, P. (2014). Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: First insights from a large-scale sampling. *Landscape and Urban Planning*, 122: 100-107.
- Mentens, J., Raes, D. & Hermy, M. (2005). Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landscape and Urban Planning*, 77 (3): 217-226.
- Meteorologisk institutt. (2010). *Returperioder*. Tilgjengelig fra: <https://metlex.met.no/wiki/Returperioder> (lest 6.10.2014).
- Meteorologisk institutt. (2014). *Meteorologisk leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://metlex.met.no/wiki/Hovedside> (lest 15.12.2014).
- Metselaar, K. (2012). Water retention and evapotranspiration of green roofs and possible natural vegetation types. *Resources Conservation and Recycling*, 64: 49-55.

- Miljøstatus i Norge. (2014a). *Karbondioksid*: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Klima/Klimanorge/Utslipp-av-klimagasser/Karbondioksid-CO2-utslipp/> (lest 15.5.2014).
- Miljøstatus i Norge. (2014b). *Klimagasser*. miljøstatus.no: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/tema/Klima/Klimagasser/> (lest 22.10.2014).
- Miljøstatus i Norge. (2014c). *Luftforurensning*: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Luftforurensning/> (lest 15.9.2014).
- MittOppdrag, A. (2012). *Vital Vekst AS*. Mediehuset Nettavisen. Tilgjengelig fra: <http://mittoppdrag.no/Bedrift/128223/Vital+Vekst+AS> (lest 18.3.2014).
- Monterusso, M. A., Rowe, D. B., Rugh, C. L. & Russell, D. K. (2004). Runoff water quantity and quality from green roof systems. I: Relf, D. (red.) *Acta Horticulturae, Expanding Roles for Horticulture in Improving Human Well-Being and Life Quality*, s. 369-376.
- Nagase, A. & Dunnett, N. (2010). Drought tolerance in different vegetation types for extensive green roofs: Effects of watering and diversity. *Landscape and Urban Planning*, 97 (4): 318-327.
- Nagase, A. & Dunnett, N. (2012). Amount of water runoff from different vegetation types on extensive green roofs: Effects of plant species, diversity and plant structure. *Landscape and Urban Planning*, 104 (3-4): 356-363.
- Nagase, A. & Dunnett, N. (2013). Performance of geophytes on extensive green roofs in the United Kingdom. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12 (4): 509-521.
- Nardini, A., Andri, S. & Crasso, M. (2012). Influence of substrate depth and vegetation type on temperature and water runoff mitigation by extensive green roofs: shrubs versus herbaceous plants. *Urban Ecosystems*, 15 (3): 697-708.
- Niachou, A., Papakonstantinou, K., Santamouris, M., Tsangrassoulis, A. & Mihalakakou, G. (2001). Analysis of the green roof thermal properties and investigation of its energy performance. *Energy and Buildings*, 33 (7): 719-729.
- Noreng, K., Kvalvik, M., Busklein, J. O., Ødegård, I. M., Clewing, C. S. & French, H. K. (2012). Grønne tak - Resultater fra et kunnskapsinnhentingsprosjekt. *Prosjektrapport* 104. Oslo: SINTEF Byggforsk. 103 s.
- NOU. (2010:10). *Tilpassing til eit klima i endring - Samfunnet si sårbarheit og behov for tilpassing til konsekvensar av klimaendringane*. Oslo: Klima- og miljødepartementet. 240 s.
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., Gaffin, S., Kohler, M., Liu, K. K. Y. & Rowe, B. (2007). Green roofs as urban ecosystems: Ecological structures, functions, and services. *Bioscience*, 57 (10): 823-833.
- Ouldboukhite, S. E., Belarbi, R. & Sailor, D. J. (2014). Experimental and numerical investigation of urban street canyons to evaluate the impact of green roof inside and outside buildings. *Applied Energy*, 114: 273-282.
- Palla, A., Gnecco, I. & Lanza, L. G. (2010). Hydrologic Restoration in the Urban Environment Using Green Roofs. *Water*, 2 (2): 140-154.
- Papafotiou, M., Pergialioti, N., Tassoula, L., Massas, I. & Kargas, G. (2013). Growth of Native Aromatic Xerophytes in an Extensive Mediterranean Green Roof as Affected by Substrate Type and Depth and Irrigation Frequency. *Hortscience*, 48 (10): 1327-1333.
- Pettersen, B., H. (2012). *Nå satses det på hyttetak*. Tønsbergs Blad Tilgjengelig fra: <http://www.tb.no/forbruker/na-satses-det-pa-hyttetak-1.7407106> (lest 14.3.2014).
- Proff. (2012). *Zinco Norge AS*. Tilgjengelig fra: <http://www.proff.no/selskap/zinco-norge-as/dilling/innsatsvarer-engros/IGGOCYR1008/> (lest 19.3.2014).
- Quai Branly Museum. *Vertical Garden Patrick Blanc*. Tilgjengelig fra: <http://www.verticalgardenpatrickblanc.com/realisations/paris/quai-branly-museum>.
- Razzaghmanesh, M., Beecham, S. & Kazemi, F. (2014). The growth and survival of plants in urban green roofs in a dry climate. *Science of the Total Environment*, 476: 288-297.
- Rowe, D. B. (2011). Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental Pollution*, 159 (8-9): 2100-2110.

- Rumble, H. & Gange, A. C. (2013). Soil microarthropod community dynamics in extensive green roofs. *Ecological Engineering*, 57: 197-204.
- Rømø, D. (2012). *Grønne tak - en del av Københavns framtidige plangrunnlag*. World Green Roof Congress Copenhagen 2012, s. 73.
- Samarbeidsrådet for biologisk mangfold. (2012). *Hva er biologisk mangfold*. Tilgjengelig fra: <http://sabima.no/hva-er-biologisk-mangfold> (lest 6.5.2014).
- Scandinavian Green Roof Institute. (2014). *Grøna tak*. Tilgjengelig fra: <http://greenroof.se/about-green-roofs/> (lest 9.2.2014).
- Schadek, U., Strauss, B., Biedermann, R. & Kleyer, M. (2009). Plant species richness, vegetation structure and soil resources of urban brownfield sites linked to successional age. *Urban Ecosystems*, 12: 115-126.
- Schrader, S. & Böning, M. (2006). Soil formation on green roofs and its contribution to urban biodiversity with emphasis on Collembolans. *Pedobiologia*, 50 (4): 347-356.
- Schroll, E., Lambrinos, J., Righetti, T. & Sandrock, D. (2011). The role of vegetation in regulating stormwater runoff from green roofs in a winter rainfall climate. *Ecological Engineering*, 37 (4): 595-600.
- Seehusen, J. (2010). *Grønn flomsikring*. TU Bygg. Tilgjengelig fra: <http://www.tu.no/bygg/2010/09/10/gronn-flomsikring> (lest 9. 3. 2014).
- Seehusen, J. (2011). *Levende vegger gir godt miljø*. Teknisk Ukeblad Media AS. Tilgjengelig fra: <http://www.tu.no/bygg/2011/05/16/levende-vegger-gir-godt-miljo> (lest 24.3.2014).
- Sempel, F., Gorbachevskaya, O., Mewis, I. & Ulrichs, C. (2013). Fine Dust Binding Potential of Extensive Roof Top Greening Systems Compared to Roof Gravel Cover. *Gesunde Pflanzen*, 65 (3): 113-118.
- Sheweka, S. & Magdy, N. (2011). The living wall as an approach for a healthy urban environment. *Energy Procedia*, 6: 592-599.
- Smith, M., T. & Smith, R., L. (2009). *Elements of ecology*. Seventh edition utg. USA: Pearsnon International Edition. 649 s.
- Snodgrass, E., C. & Snodgrass L, L. (2006). *Green Roof Plants A Resource and Planting Guide*. Portland London: Timber Press. 302 s.
- Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J. & Smith, C. L. (2012). Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmospheric Environment*, 61: 283-293.
- Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J. & Smith, C. L. (2013). Rainwater runoff retention on an aged intensive green roof. *Science of the Total Environment*, 461: 28-38.
- St.meld. nr 33 (2012-2013). *Klimatilpasning i Norge*: Det kongelige miljøverndepartement. 100 s.
- Store norske leksikon. (2009a). *Babylons hengende hager*. Tilgjengelig fra: http://snl.no/Babylons_hengende_hager (lest 12.3.2014).
- Store norske leksikon. (2009b). *Luftforurensning*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/luftforurensning> (lest 15.9.2014).
- Store norske leksikon. (2009c). *Nedbør*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/nedb%C3%B8r> (lest 30.12.2014).
- Store norske leksikon. (2013). *Konvensjonen om vern av biologisk mangfold*. Tilgjengelig fra: http://snl.no/Konvensjonen_om_vern_av_biologisk_mangfold (lest 15.3.2014).
- Store norske leksikon. (2014). *Biologisk mangfold*. Tilgjengelig fra: http://snl.no/biologisk_mangfold (lest 15.3.2014).
- Stovin, V. (2010). The potential of green roofs to manage Urban Stormwater. *Water and Environment Journal*, 24 (3): 192-199.
- Stovin, V., Vesuviano, G. & Kasmin, H. (2012). The hydrological performance of a green roof test bed under UK climatic conditions. *Journal of Hydrology*, 414: 148-161.
- Stovin, V., Poe, S. & Berretta, C. (2013). A modelling study of long term green roof retention performance. *Journal of Environmental Management*, 131: 206-215.
- Sundby, R. (1995). *Insekter og deres mangfoldige verden*. Oslo: Landbruksforlaget. 270 s.
- Susca, T., Gaffin, S. R. & Dell'Osso, G. R. (2011). Positive effects of vegetation: Urban heat island and green roofs. *Environmental Pollution*, 159 (8-9): 2119-2126.

- Takebayashi, H. & Moriyama, M. (2007). Surface heat budget on green roof and high reflection roof for mitigation of urban heat island. *Building and Environment*, 42 (8): 2971-2979.
- Tan, P. Y. & Sia, A. (2003). *A pilot green roof research project in Singapore*. Tilgjengelig fra: <http://repository.binus.ac.id/2009-2/content/R0586/R058647596.pdf>.
- Teemusk, A. & Mander, U. (2006). The use of greenroofs for the mitigation of environmental problems in urban areas. I: Mander, U., Brebbia, C. A. & Tiezzi, E. (red.) WIT Transactions on Ecology and the Environment, b. 93 *Sustainable City Iv : Urban Regeneration and Sustainability*, s. 3-17.
- Tiga Europe Limited. (2014). *Biodiversity:London School of Economics*. Tilgjengelig fra: <http://www.tigaeurope.co.uk/news/11/82/Biodiversity-London-School-of-Economics-London/d,casestudy> (lest 24.9.2014).
- Tonietto, R., Fant, J., Ascher, J., Ellis, K. & Larkin, D. (2011). A comparison of bee communities of Chicago green roofs, parks and prairies. *Landscape and Urban Planning*, 103 (1): 102-108.
- Van Mechelen, C., Dutoit, T. & Hermy, M. (2014). Mediterranean open habitat vegetation offers great potential for extensive green roof design. *Landscape and Urban Planning*, 121: 81-91.
- Vann- og avløpsetaten. (2012). *Hvordan møter Oslo kommune overvannshåndtering i fremtiden?*: Oslo kommune. Tilgjengelig fra: <http://www.vann-og-avlopsetaten.oslo.kommune.no/article217622-11208.html> (lest 13.3.2014).
- Vanuytrecht, E., Van Mechelen, C., Van Meerbeek, K., Willems, P., Hermy, M. & Raes, D. (2014). Runoff and vegetation stress of green roofs under different climate change scenarios. *Landscape and Urban Planning*, 122: 68-77.
- VanWoert, N. D., Rowe, D. B., Andresen, J. A., Rugh, C. L., Fernandez, R. T. & Xiao, L. (2005). Green roof stormwater retention: Effects of roof surface, slope, and media depth. *Journal of Environmental Quality*, 34 (3): 1036-1044.
- Veg Tech AB. *Nordens ledande företag inom vegetationsteknik*. Tilgjengelig fra: <http://www.vegtech.se/om-vegtech/> (lest 12.3.2014).
- Veg Teck Norge. *Takvegetasjon Sedumtak - Grønne tak - Veg Tech*. Tilgjengelig fra: <http://www.vegtech.no/> (lest 18.3.2014).
- Villarreal, E. L. & Bengtsson, A. (2004). Inner city stormwater control using a combination of best management practices. *Ecological Engineering*, 22 (4-5): 279-298.
- Villarreal, E. L. & Bengtsson, L. (2005). Response of a Sedum green-roof to individual rain events. *Ecological Engineering*, 25 (1): 1-7.
- Vital Vekst AS. *Generelt - Hva kjennetegner grønne tak?* Tilgjengelig fra: <http://www.vitalvekst.no/generel/> (lest 18.3.2014).
- Vital Vekst AS. *Vital Vekst as*. Tilgjengelig fra: <http://www.vitalvekst.no/> (lest 10.2.2014).
- Voyde, E., Fassman, E. & Simcock, R. (2010). Hydrology of an extensive living roof under sub-tropical climate conditions in Auckland, New Zealand. *Journal of Hydrology*, 394 (3-4): 384-395.
- Wadzuk, B. M., Schneider, D., Feller, M. & Traver, R. G. (2013). Evapotranspiration from a Green-Roof Storm-Water Control Measure. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 139 (12): 995-1003.
- Wells, H. G. (2013). *Grønne tak og vegger - etablering av vegetasjon på tak og vegger*. Ås: Standard Norge (forelesning 11.10.2013).
- Whittinghill, L. J., Rowe, D. B., Schutzki, R. & Cregg, B. M. (2014). Quantifying carbon sequestration of various green roof and ornamental landscape systems. *Landscape and Urban Planning*, 123: 41-48.
- Wikipedia. (2014). *Babylins hengende hager*. Tilgjengelig fra: http://no.wikipedia.org/wiki/Babylons_hengende_hager (lest 17.10.2014).
- Wong, N. H., Tan, A. Y. K., Tan, P. Y. & Wong, N. C. (2009). Energy simulation of vertical greenery systems. *Energy and Buildings*, 41 (12): 1401-1408.
- Yang, J., Yu, Q. & Gong, P. (2008). Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmospheric Environment*, 42 (31): 7266-7273.

- Yio, M. H. N., Stovin, V., Werdin, J. & Vesuviano, G. (2013). Experimental analysis of green roof substrate detention characteristics. *Water Science and Technology*, 68 (7): 1477-1486.
- ZinCo. *About Zinco*. Tilgjengelig fra: <http://www.zinco-greenroof.com/EN/company/index.php> (lest 19.3.2014).
- Zinco. (2012). *Planning Guide - Solar energy and green roofs*. Tilgjengelig fra: http://www.zinco-greenroof.com/EN/downloads/pdfs/Solar_Energy_and_Green_Roofs.pdf (lest 19.3.2014).
- ZinCo Norge AS. *Grønne tak*. Dilling. Tilgjengelig fra: <http://www.zinco.no/index.html> (lest 5.2.2014).
- Zinzi, M. & Agnoli, S. (2012). Cool and green roofs. An energy and comfort comparison between passive cooling and mitigation urban heat island techniques for residential buildings in the Mediterranean region. *Energy and Buildings*, 55: 66-76.



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Postboks 5003
NO-1432 Ås
67 23 00 00
www.nmbu.no