



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 30 stp
Fakultet for realfag og teknologi

Kvantitativ analyse av urbane og naturlige nedbørfelt

Quantitative analysis of urban and natural watersheds

Robin Lillegraven
Vann- og miljøteknikk

Sammendrag

Norsk offentlig utredning (NOU 2015:16) kartlegger flere kunnskapsbehov om overvann og nevner at kunnskap om avrenning i nedbørfelt og konsekvenser av fortetting vil være nyttig for beslutningstakere. I tillegg krever SPR for klima- og energiplanlegging og klimatilpasning at planer skal ta hensyn til behovet for åpne vannveier og forsvarlig overvannshåndtering. Denne masteroppgaven er skrevet for å øke kunnskapsnivået om overvann ved å undersøke hvordan fortetting har påvirket terrengoverflaten og avrenningslinjer. For å besvare oppgavens problemstilling er kvantitativ analyse av nedbørfelt og modellering i *arcGIS Pro* lagt til grunn som metode, og en modell i applikasjonen *ModelBuilder* har blitt utviklet for automatisk statistikkinnhenting.

Ved å sammenligne urbane og naturlige nedbørfelt er det tallfestet hvordan urbane felt ligger mye lavere i terrenget, preges av flatere helningsforhold og har høyere konsentrasjon av de største avrenningslinjene. Resultater fra regresjonsanalysene viser hvordan gjennomsnittshelning har stor betydning for parametere tilknyttet forsenkninger, feltlengder og avrenningslinjer. Til slutt er flate urbane og flate naturlige nedbørfelt sammenlignet, og det er sannsynliggjort at fortetting kan medvirke til kortere feltlengder og avrenningslinjer per areal, men har liten betydning for avrenningslinjenes antall. Det tilsier at fortetting har minimal betydning for nettverksstrukturens kompleksitet, men større påvirkning på avrenningslengder og kan relateres til kortere konsentrasjonstid og økt maksimal vannføring.

Resultatene beskriver hvordan urbane nedbørfelt har helt andre forutsetninger for vannbalanse og vanntransport. Urbane nedbørfelt har lavere innsjøandeler, kortere feltlengder og høyere konsentrasjon av de største avrenningslinjene, samtidig som store deler av de naturlige vannveiene kan være lagt i rør. Dette understreker viktigheten av å unngå elvelukking og i tidlig planleggingsfase vurdere mulighetene til å utnytte veinettet som midlertidige flomveier og forflytte dyre tiltak i trinn 2 (fordrøyning) til 3 (trygge flomveier) i tretrinnsstrategien. Når parametere som påvirkes mest av helningsforhold og fortetting er identifisert, kan dette utnyttes i planer av beslutningstakere og utbyggere for å minske negative virkninger av fortetting. Samtidig legger resultatene et viktig kunnskapsgrunnlag for videre arbeid om hvordan man i urbane områder kan hente inspirasjon fra naturen for å sikre åpne vannveier og forsvarlig overvannshåndtering.

Summary

Norwegian Official Report (NOU 2015:16) identifies several knowledge needs regarding stormwater and mentions that knowledge about runoff in watersheds and the consequences of urbanization will be useful for decision makers. In addition, the central government planning guidelines for climate and energy planning and climate adaptation requires that plans consider the need for open waterways and proper stormwater management. This master thesis is written to raise the level of knowledge about stormwater by examining how urbanization affects the terrain surface and stream networks. Quantitative analysis of watersheds and modeling in *arcGIS Pro* has been used as a method to answer the thesis's problem statement, and a model in the application *ModelBuilder* has been developed to collect statistical data automatically.

By comparing urban and natural watersheds, it is quantified how urban watersheds have much lower elevations, are characterized by flatter slope conditions and have higher drainage density for streams with the highest ranks. Results from the regression analysis show how average slope is of great importance for parameters associated water depressions, flow lengths and stream networks. Finally, by comparing flat urban and flat natural watersheds, it is likely that urbanization contribute to shorter flow lengths and lower drainage density but has little significance for the number of stream segments. This suggests that urbanization have minimal impact on the complexity of the stream network structure, but greater impact on runoff lengths which can be related to shorter time of concentration and increased maximum flow rate.

The results describe how urban watersheds have completely different conditions for water balance and water transport. Urban watersheds have less lakes, shorter flow lengths and higher concentration of the largest stream segments, while many natural waterways have been closed into pipes. This underlines the importance of avoiding river closures and in the initial planning stages consider the possibilities of utilizing urban streets as temporary floodways and moving expensive measures in step 2 (delay) to 3 (safe floodways) in the three-step strategy for stormwater management. The parameters that are most affected by slope conditions and urbanization have been identified and this can be utilized in plans by decision makers to mitigate negative effects of urbanization. Furthermore, the results provide important knowledge for further research on how to use the nature as a source of inspiration in urban areas to ensure open waterways and proper stormwater management.

Forord

Denne masteroppgaven markerer ikke bare slutten på fem års studier, men også starten på arbeidslivet som sivilingeniør hvor flere utfordringer venter. Arbeidet med oppgaven har gitt meg mye kunnskap jeg tar med videre og perioden vil huskes som både lærerik og interessant - og ikke minst som utfordrende fordi tålmodigheten har blitt satt på prøve med en lang rekke programtekniske problemstillinger. Men kanskje mest av alt vil perioden huskes for de spesielle omstendighetene oppgaven er skrevet under, der en global pandemi har snudd opp ned på hverdags- og samfunnsliv.

Jeg vil rette en stor takk til min veileder, Kim Haukeland Paus, som har bidratt med gode råd, vist engasjement og vært med å løse flere utfordringer underveis. Jeg ønsker også å takke Vegard Nilsen og Knut Kvaal for sine innspill, og min samboer Nellie som har vist forståelse og gitt meg tid til å prioritere oppgaven. Takk!

Robin Lillegraven

Oslo, 2020

“The greatest obstacle to discovering the shape of the earth, the continents, and the oceans was not ignorance but the illusion of knowledge.”

Daniel J. Boorstin (1914-2004)

Innhold

SAMMENDRAG	I
SUMMARY	II
FORORD	III
FIGURER	VIII
TABELLER	X
ORDLISTE	XI
1 INTRODUKSJON	1
1.1 PROBLEMSTILLING.....	2
1.2 DELPROBLEMSTILLINGER.....	3
1.3 FORUTSETNINGER OG BEGRENSNINGER.....	3
1.3.1 Metode.....	3
1.3.2 Modellering	4
1.3.3 Analyse av resultater.....	4
2 BAKGRUNN	5
2.1 DET HYDROLOGISKE KRETSLØPET OG VANNBALANSEN	5
2.2 NEDBØRFELT	6
2.3 TRETRINNSSTRATEGIEN	8
2.4 GEOGRAFISKE INFORMASJONSSYSTEMER.....	9
3 METODE	11
3.1 VALG AV MODELLTYPE OG METODEUTVIKLING	11
3.2 NEDLASTNING OG BEHANDLING AV DTM-FILER.....	12
3.3 MODELLERING OG KLASSIFISERING AV TERRENGOVERFLATEN	13
3.3.1 Forsenkninger og bruk av klasser.....	13

3.3.2	<i>Helningsklasser</i>	16
3.3.3	<i>Nedbørfelt</i>	17
3.3.4	<i>Bruk av kart for areal typer og elvenett</i>	17
3.4	MODELLERING OG KLASSIFISERING AV AVRENNINGSLINJER	19
3.4.1	<i>Strømningsretninger</i>	19
3.4.2	<i>Akkumulerte tilrenningsareal</i>	20
3.4.3	<i>Avrenningslinjenes detaljnivå</i>	21
3.4.4	<i>Rangklasser</i>	24
3.5	STATISTISKE VERKTØY	25
3.6	UTVALGTE PARAMETERE FOR TERRENGOVERFLATEN OG AVRENNINGSLINJER.....	26
3.7	FORENKLET FLYTSKJEMA OG OPPSUMMERING	27
3.8	TILLEGGSANALYSER	28
3.9	DATABEHANDLING	30
4	RESULTATER OG DISKUSJON	32
4.1	PRESENTASJON AV ANALYSEGRUNNLAG.....	32
4.2	SAMMENLIGNING AV URBANE OG NATURLIGE NEDBØRFELT	33
4.2.1	<i>Høydedata og helningsklasser</i>	33
4.2.2	<i>Feltlengder (L_f), gjennomsnittlig helning (S_f) og forsenkningsklasser</i>	35
4.2.3	<i>Innsjøandeler og elvenett</i>	36
4.2.4	<i>Avrenningslinjer</i>	40
4.3	REGRESJONSANALYSER MED NATURLIGE NEDBØRFELT GRUPPERT ETTER S_f	42
4.4	SAMMENLIGNING AV FLATE URBANE OG FLATE NATURLIGE NEDBØRFELT	46

4.5	RESULTATENES BETYDNING.....	50
4.6	FORSLAG TIL VIDERE ARBEID	51
4.7	EVALUERING AV SVAKHETER.....	52
5	KONKLUSJON	54
6	REFERANSER	55
7	VEDLEGG	58
	VEDLEGG A	58
	VEDLEGG B.....	65
	VEDLEGG C.....	67
	VEDLEGG D	69
	VEDLEGG E.....	104

Figurer

Figur 2.1: Det hydrologiske kretsløpet (Dingman, 2014)	6
Figur 2.2: Soner i nedbørfelt (Solum & Syrstad, 2018)	7
Figur 2.3: Endrede avrenningstopper ved økende fortetningsgrad (Ødegaard, 2014)	8
Figur 2.4: Tretrinnsstrategien for overvannshåndtering (Paus, 2019)	9
Figur 3.1: Manuell sammenslåing DTM-filer	13
Figur 3.2: Verktøyet Fill.....	14
Figur 3.3: Raster med celler i FK1	15
Figur 3.4: Raster med celler i FK2	16
Figur 3.5: Åpne og lukkede elver i ELVIS elvenett.....	19
Figur 3.6: Verktøyet Flow Direction (ESRI, 2020d)	20
Figur 3.7: Verktøyet Flow accumulation (ESRI, 2020d)	21
Figur 3.8: Tildeling av rang etter Strahlers metode (Wang et al., 2016)	21
Figur 3.9: Avrenningslinjenes detaljnivå med grenseverdi for rang ≥ 8	22
Figur 3.10: Avrenningslinjenes detaljnivå med grenseverdi for rang ≥ 4	23
Figur 3.11: Avrenningslinjer fargekodet etter rangklasser (RK1-RK5 i henholdsvis lysegrønt, mørkegrønt, gult, oransje og rødt).....	25
Figur 3.12: Virkemåten til statistiske verktøy	26
Figur 3.13: Forenklet flytskjema.....	28
Figur 3.14: Avvik mellom nedbørfelts areal og helningsklasser/arealtyper	30
Figur 4.1: Persentiler for analysegrunnlaget	33
Figur 4.2: Høydedata.....	34
Figur 4.3: Helningsklasser (grader i parentes)	34
Figur 4.4: Variansanalyse for L_f	35
Figur 4.5: Variansanalyse for S_f	36

Figur 4.6: Gjennomsnittlig innsjøandel i tilleggssanalysenes urbane og naturlige områder	37
Figur 4.7: Elvenett i Oslo før lukking	38
Figur 4.8: Elvenett i Oslo etter lukking.....	38
Figur 4.9: Elvenett i Trondheim før lukking	39
Figur 4.10: Elvenett i Trondheim etter lukking.....	39
Figur 4.11: Avrenningslinjenes lengder per areal i alle rangklasser	41
Figur 4.12: Avrenningslinjenes antall per areal i alle rangklasser	41
Figur 4.13: Trendlinje for S_f og andel forsenkninger	42
Figur 4.14: Trendlinje for S_f og L_f (feltlengde per areal).....	43
Figur 4.15: Trendlinje for S_f og L_T (avrenningslinjenes totale lengde per areal).....	43
Figur 4.16: Trendlinjer for S_f og L_{RK1} , L_{RK2} og L_{RK3} (avrenningslinjenes lengde per areal i hver rangklasse) markert med henholdsvis blått, oransje og grått	44
Figur 4.17: Trendlinje for S_f og N_T (avrenningslinjenes totale antall per areal).....	45
Figur 4.18: Avrenningslinjer i RK5 og aktsomhetskart for flom.....	46
Figur 4.19: Variansanalyse for forsenkninger i flate nedbørfelt	47
Figur 4.20: Variansanalyse for L_f i flate nedbørfelt	47
Figur 4.21: Variansanalyse for L_T i flate nedbørfelt	48
Figur 4.22: Lengder per areal for L_{RK1} - L_{RK3} i flate nedbørfelt	49
Figur 4.23: Antall per areal for N_{RK1} - N_{RK3} i flate nedbørfelt.....	49
Figur 4.24: Lukket elvenett (rødt), avrenningslinjer i RK5 (blått), åpent elvenett (gult)	51

Tabeller

Tabell 3-1: Grenseverdier for forsenkningsklasser	15
Tabell 3-2: Grenseverdier for helningsklasser	16
Tabell 3-3: Grenseverdier for areal typer	18
Tabell 3-4: Grenseverdier for rangklasser	24
Tabell 3-5: Beskrivelse av parametere for terrengoverflaten	26
Tabell 3-6: Beskrivelse av parametere for avrenningslinjer	27
Tabell 4-1: Spredningsmål for nedbørfeltene størrelser (hektar)	32

Ordliste

<u>Ord/uttrykk</u>	<u>Beskrivelse</u>
Akkumulert tilrenningsareal	Angir oppstrøms areal som bidrar til avrenning.
Avrenningslinjer	Linjer i terrenget hvor overvann samles og renner videre. I oppgavens sammenheng skilles de fra eksisterende elvenett og relateres kun til modellerte linjer. Linjene angir ikke vannmengder, men relative størrelser og begrenses til parameterne i tabell 3-6.
Elvenett	Linjer i terrenget med hoved- og sideelver fra kartet <i>ELVIS elvenett</i> .
Feltlengde	Lengste mulige avrenningslengde i nedbørfeltet som følger terrengoverflaten fra feltets ytterkant til utløpet.
Fortetting	Utbygde områder, som byer eller tettsteder, med effektiv arealutnyttelse og stor andel tette flater.
Celler	Kvadratiske ruter som er del av en rastermodell.
Grenseverdi	Grenser som brukes for å klassifisere celler med gitte egenskaper slik at de kan analyseres isolert.
Modell	Et flytskjema med verktøy i applikasjonen <i>ModelBuilder</i> som produserer rastermodeller med avrenningslinjer og innhenter statistikk automatisk.

Naturlige nedbørfelt	Nedbørfelt hvor skog utgjør 90% eller mer av feltets totale areal. Andel skog beregnes med parameteren AT30 fra arealressurskartet AR50.
Oppløsning	Angir cellenes størrelse. Oppløsning 1, 10 og 50 angir at cellene har areal 1x1m ² , 10x10m ² og 50x50m ² .
R-kvadrat (R ²)	Et mål på hvor godt datapunktene passer trendlinjen. R ² = 1 angir at punktene passer fullstendig.
Rang	Tildeles etter <i>Strahlers metode</i> og er avrenningslinjens relative størrelse.
Rastermodell	To- eller flerdimensjonale nett av celler som er organisert i sammenhengende rader og kolonner.
Strahlers metode	Metodikk som tildeler avrenningslinjer rang etter deres relative størrelse. Avrenningslinjer uten oppstrøms bidrag er alltid minste rang og rangen øker med én når to linjesegmenter av samme rang møtes i et forgreningspunkt.
Terrengoverflaten	Beskriver nedbørfeltens topografiske forhold og begrenses til parameterne i tabell 3-5.
Urbane nedbørfelt	Nedbørfelt hvor bebyggelse utgjør 90% eller mer av feltets totale areal. Andel bebyggelse beregnes med parameteren AT10 fra arealressurskartet AR50.

1 Introduksjon

Det har vært kjent i lang tid at klimaendringer kan gi store utfordringer og flere rapporter utdyper klimaendringenes forventede konsekvenser. I rapporter fra *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC¹) og *Norges offentlige utredninger* (NOU²) fremheves forventninger om økt havnivå, økt årsmiddeltemperatur, kraftigere styrtregnsperioder samt større og hyppigere regnflommer (IPCC, 2013; NOU, 2015; NOU, 2018). Med fremtidens klimaprognoser, underdimensjonerte vann- og avløpssystemer, økt urbanisering og mer fortetting, har skaderisiko for viktig infrastruktur og problemer tilknyttet konvensjonelle overvannsløsninger vært høyaktuelle. Dette har blant annet resultert i utvikling av viktige lokale og nasjonale overvannsstrategier (NOU, 2015).

Den 11. April 2014 satte regjeringen ned et overvannsutvalg med mål om å utrede og fremme forslag for tilfredsstillende og tydelige rammebetingelser for overvannshåndtering i urbaniserte områder. Året etter la utvalget frem rapporten *Overvann i byer og tettsteder – som problem og ressurs*. Rapporten er omfattende, tar for seg mange utfordringer med overvannshåndtering og kartlegger flere kunnskapsbehov. Utvalget gjennomførte en større spørreundersøkelse hos landets kommuner for å kartlegge hvor bevisst de er på klimaendringer, hvordan det jobbes med overvann og hvilke virkemidler som brukes. Et interessant og viktig funn i undersøkelsen er at den faglige kunnskapen om overvann er størst i de store kommunene selv om små, mellomstore og store kommuner er nesten like bevisst på overvannsutfordringene (NOU, 2015).³

Undersøkelsen spesifiser totalt tolv barrierer som vanskeliggjør overvannshåndteringen. Forvaltningsmessige barrierer som myndighetsstyring, planer, retningslinjer, uklare lovhjemler og budsjett tillegges stor vekt, men også mangel på kunnskap viser seg å være viktige barrierer. Hele 40% av kommunene sa seg enig i at mangel på urbanhydrologisk kunnskap vanskeliggjør

¹ IPCC vurderer publisert vitenskapelig litteratur objektivt og publiserer rapporter som er sentrale i internasjonale klimaforhandlinger og har som mål å gi myndigheter på alle nivåer grunnlag for utvikling av klimapolitikk (IPCC, 2019; Miljødirektoratet, 2018)

² NOU er en serie statlige rapporter som gjerne benyttes i første trinn i lange offentlige beslutningsprosesser innrettet mot spesifikke saksområder. Rapportene er essensielle for å løse større samfunnsmessige utfordringer og har til hensikt å drøfte kunnskapsgrunnlag, handlingsvalg og strategier for iverksetting av offentlige tiltak (Hansen, 2018)

³ Totalt deltok 108 kommuner hvorav 20% var små, 44% mellomstore, 34% store, mens resterende ikke oppga kommunestørrelse. I undersøkelsen har små kommuner mindre enn 5000 innbyggere, mellomstore fra 5000-20000 og store over 20000 (NOU, 2015).

overvannshåndteringen, 24% var enig i at manglende VA-kunnskap virker vanskeliggjørende og 31% sa det samme om mangel på kunnskap om alternativ overvannshåndtering (NOU, 2015). Selv om disse funnene ble gjort tilbake i 2014 er det rimelig å anta at de fortsatt er aktuelle, spesielt med tanke på at statlige planretningslinjer for klima- og energiplanlegging og klimatilpasning nylig har tredd i kraft.

Statlige planretningslinjer (SPR) konkretiserer nasjonale forventninger til planlegging, markerer relevant politikk og er førende for stat, kommune og fylkeskommune (Regjeringen, 2019). SPR for klima- og energiplanlegging og klimatilpasning hadde ikrafttredelse i slutten av 2018 og har blant annet mål om å bidra til at samfunnet tilpasses klimaendringene. Retningslinjene gjelder for hele landet og skal legges til grunn ved kommunal, regional og statlig planlegging etter plan- og bygningsloven. Et viktig utgangspunkt for denne oppgaven fremgår av planretningslinjenes kapittel 4.3 hvor det står at planer skal ta hensyn til behovet for åpne vannveier og forsvarlig overvannshåndtering (Lovdata, 2018). Når ordlyden *skal* benyttes er det tydelig at overvann kan bli fundamentalt i fremtidige planer. Ses dette i lys av overvannsutvalgets funn om kommunenes kunnskapsbehov, er det både relevant og viktig at det faglige kunnskapsnivået om overvann heves – noe som er hovedårsaken til at denne masteroppgaven skrives.

1.1 Problemstilling

Overvannsutvalget utdyper mange utfordringer tilknyttet overvann og deres rapport er oppgavens viktigste kilde ved valg av problemstilling. I rapportens delkapittel 7.2 nevner utvalget nedbørfelt spesifikt og skriver: *"Kunnskap om avrenningen i nedbørfeltet, kunnskap om hvordan fortetting og klimaendringer påvirker avrenningen og kunnskap om overvannstiltak vil gi beslutningstakerne et utgangspunkt for å kunne ivareta eller finne de riktige tiltakene"* (NOU, 2015).

For å avdekke dagens kunnskapsnivå om avrenning i nedbørfelt er det søkt etter relevante masteroppgaver og vitenskapelige publikasjoner i diverse databaser.⁴ Flere studier omhandler analyse av konkrete områder og nedbørfelt, men det har ikke lyktes å finne studier som gjennomfører kvantitativ analyse av urbane og naturlige nedbørfelt. Det betyr selvsagt ikke at slike studier ikke finnes, men sammen med overvannsutvalgets etterspørsel om kunnskap på området kan det indikere at en oppgave rundt temaet er av spesiell interesse. Derfor er følgende problemstilling lagt til grunn:

⁴ Søk etter tidligere oppgaver, vitenskapelige publikasjoner og litteratur er gjort i databasene ScienceDirect, ResearchGate, søkemotoren Google Scholar og åpne databaser med mastergradsoppgaver.

Oppgavens fremste mål er å øke kunnskapsnivået om avrenning og konsekvensene av fortetting, og følgelig være til hjelp for beslutningstakere slik overvannsutvalget hevder. Videre er det tiltenkt at oppgaven skal gi et faglig bidrag, være relevant i mange situasjoner og legge kunnskapsgrunnlag for videre arbeid.

1.2 Delproblemstillinger

For å besvare problemstillingen er 2 delproblemstillinger stilt:

- 1) Hvilke forskjeller mellom urbane og naturlige nedbørfelt er det i parameterne for terrengoverflaten og avrenningslinjer?
- 2) Hvilken betydning har gjennomsnittlig helning for forsenkninger, feltlengder og avrenningslinjer i nedbørfelt, og er fortetting medvirkende årsak til eventuelle forskjeller?

Merk at definisjonene av urbane og naturlige nedbørfelt, terrengoverflaten og avrenningslinjer er egendefinerte begreper som er svært sentrale. Begrepene må ses i sammenheng med oppgavens metode og er beskrevet både i metodekapittelet og ordlisten.

1.3 Forutsetninger og begrensninger

Delkapittelet gjør rede for forutsetninger og begrensninger som er lagt til grunn for metode, modellering og analyse av resultater.

1.3.1 Metode

- For å besvare oppgavens problemstilling er kvantitativ analyse av nedbørfelt og modellering i *arcGIS Pro* lagt til grunn som metode.
- I første delproblemstilling søkes det å kvantifisere forskjeller for utvalgte parametere ved å sammenligne resultater for urbane og naturlige nedbørfelt. Det tas ikke stilling til om fortetting er årsak til forskjeller i høydedata, helningsforhold og innsjøandeler.
- Det antas at urbane nedbørfelt er flatere enn naturlige. Med utgangspunkt i resultatene fra første delproblemstilling søkes det å avdekke betydningen av helningsforhold ved å gjennomføre regresjonsanalyser. Hvis det avdekkes sammenhenger i regresjonsanalysene, sammenlignes flate urbane og flate naturlige nedbørfelt med tilnærmet like topografiske forhold for å sannsynliggjøre om fortetting medvirker til forskjeller.

1.3.2 Modelling

- Det brukes digitale terrengmodeller (DTM-filer) i oppløsning 1 fra www.hoydedata.no for å produsere rastermodeller med avrenningslinjer.
- Modelling og statistikkinnhenting gjøres med en egenutviklet modell i *arcGIS Pro* sin applikasjon *ModelBuilder*.
- Alle modeller bruker kartprojeksjon *European Terrestrial Reference System 1989* (EUREF89).
- Rastermodellene inkluderer ikke grunnens infiltrasjonsegenskaper, ledningsnett, veier, bygninger eller andre overflateelementer.
- Klassifisering av terrengoverflaten og avrenningslinjer gjøres med grenseverdier som baseres på skjønsmessige vurderinger.
- Modelling av nedbørfelt begrenses til verktøyet *Basin* og alle felt mindre enn 2000m² utelukkes.
- Metodikk for å modellere avrenningslinjer begrenses til fremgangsmåten i kapittel 3.4. Utredelse av alternative fremgangsmåter med sine respektive fordeler og ulemper er ikke del av oppgaven. *Strahlers metode* er valgt fordi modellen skal kunne inkludere parametere der rang er sentralt, men disse parameterne har blitt utelukket fra oppgaven først etter datainnsamlingen på grunn av omfanget.

1.3.3 Analyse av resultater

- Det gjennomføres tilleggsanalyser uten bruk av nedbørfelt med Oslo og Trondheim som analyseområder, men det er ikke meningen å sammenligne byene direkte. Tilleggsanalysene er ment å supplere analysegrunnlaget fra modellen med informasjon om innsjøandeler og elvenett, og er et hjelpemiddel når resultater tolkes.
- Det brukes enveis variansanalyser (ANOVA) som ses i sammenheng med andre spredningsmål og tilleggsanalysene.
- Modellen er utviklet for å avdekke forskjeller og sammenhenger, men det er ikke nødvendigvis et mål forklare hvorfor de forekommer. Når resultater presenteres henvises det til studier for å avklare om resultatene er i samsvar med tidligere funn, og hvis mulig forklare resultatenes bakgrunn.

2 Bakgrunn

Kapittel 2 gir innføring i viktig teori, setter oppgaven i en faglig sammenheng og gir grunnkunnskap før metoden presenteres. Her belyses temaer relevant for hydrologi, overvann og geografiske informasjonssystemer.

2.1 Det hydrologiske kretsløpet og vannbalansen

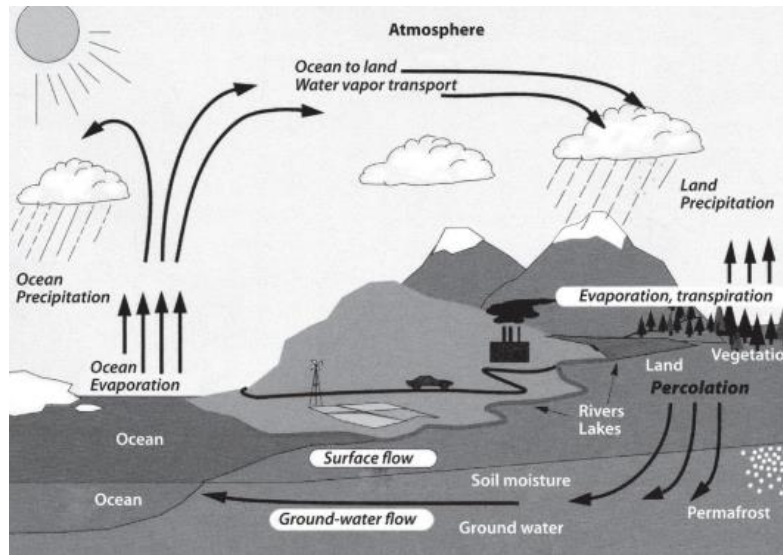
Det hydrologiske kretsløpet drives av solenergi og beskriver vannets kontinuerlige sirkulasjon og bevegelse mellom jordoverflaten og atmosfæren, hvor vann i atmosfæren kommer fra jordas overflate gjennom evaporasjon⁵, transpirasjon⁶ og sublimasjon⁷ (NGU, 2018; Tollan, 2019). Luftens evne til å holde vanndamp er avhengig av både trykk og temperatur, og ved et gitt konstant trykk vil luften kunne holde mindre vanndamp dersom temperaturen synker. Når varm luft fylt med vanndamp stiger i atmosfæren grunnet tetthetsforskjeller, kjøles den gradvis ned og kondenserer dersom duggpunktet⁸ passerer. Dette medfører dråpe- eller krystalldannelser som faller som nedbør hvis tettheten og størrelsen er tilstrekkelig. Når nedbøren treffer jordoverflaten tilføres åpne kilder som elver, hav og innsjø vann igjen - dels direkte, ved overflateavrenning og gjennom strømningsforhold i grunnen. (Chin, 2013; Hendriks, 2010). Kretsløpet illustreres i figur 2.1.

⁵ *Prosessen der vann transformeres fra vannfase til gassfase (Chin, 2013).*

⁶ *Prosessen der vann går gjennom planter og fordampes gjennom bladenes poreåpninger (Chin, 2013).*

⁷ *Prosessen der vann går fra fast stoff direkte til gassfase (Pedersen, 2018).*

⁸ *Temperaturen en gassmengde må avkjøles til, uten at trykket og dampinnholdet endres, for at den skal bli mettet (Harstveit, 2016).*



Figur 2.1: Det hydrologiske kretsløpet (Dingman, 2014)

En viktig forutsetning for det hydrologiske kretsløpet er at innkommende vannmengder over tid tilsvarer de utgående. Vannbalansen i formel 2.1 uttrykker dette ved at nedbøren, P , som tilføres et område, må være lik summen av avrenning, fordampning og magasinendring, angitt med henholdsvis Q , E og ΔS (Hendriks, 2010).⁹

$$P = Q + E + \Delta S \quad (2.1)$$

Endring i magasinerte vannmengder, ΔS , kan ha varierende fortegn. $\Delta S > 0$ viser til positiv endring der magasiner tilføres vann, $\Delta S = 0$ til ingen endring og $\Delta S < 0$ til at magasiner mister vann. Betraktes et område over lengre tid settes gjerne $\Delta S = 0$ fordi positive og negative endringer utjevner hverandre, men på kort sikt er parameteren ΔS viktig og kan ha stor betydning for vannbalansen (Hendriks, 2010).

2.2 Nedbørfelt

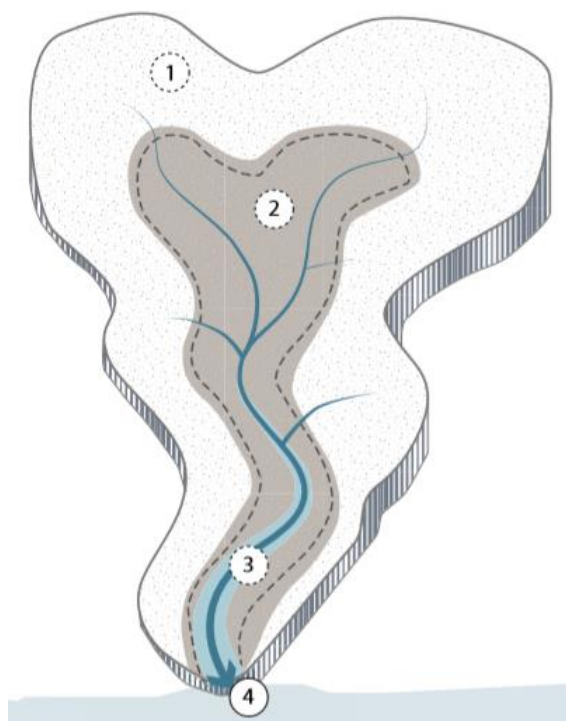
I hydrologisk sammenheng er analyser av nedbørhendelser og konsekvensene av disse svært viktige. Slike analyser bidrar blant annet til å forutsi overvannets utbredelse, bevegelse og egenskaper, og gjør det mulig å utforme nødvendige vann- og avløpssystemer slik at vannmengdene kan kontrolleres. Dette sikrer helse, miljø og kritisk infrastruktur ved å forhindre erosjon, forurensninger, skader og spredning av patogene mikroorganismer – men gjør det også

⁹ Usikkerheten ϵ kan også medregnes i vannbalansen og justerer for feilmarginer (Chin, 2013; Hendriks, 2010)

mulig å utnytte overvannet som en ressurs. I den forbindelse er nedbørfelt en sentral analyseenhet (Chin, 2013; Ødegaard, 2014).

Nedbørfelt defineres gjerne som geografisk avgrensede områder som drenerer til samme punkt. Når nedbør treffer et gitt område og nedbøren har avrenning til samme sted, for eksempel til hav, innsjø eller elv, er området å regne som et nedbørfelt. Grensene til nedbørfelt, ofte kalt vannskille, følger høydedrag i terrengoverflaten, står ortogonalt på høydekurvene og separerer nedbørfelt fra hverandre. Nedbør som faller på forskjellige sider av vannskillet drenerer i ulike nedbørfelt og videre til deres respektive dreneringspunkt, også kalt utløp (Chin, 2013; Hendriks, 2010; Ødegaard, 2014).

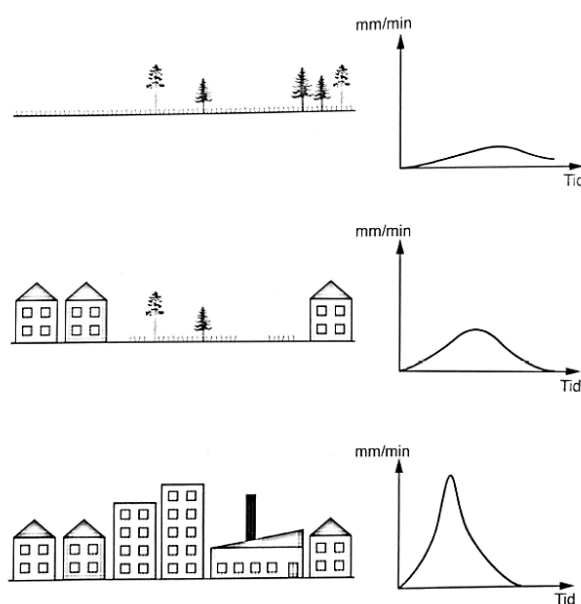
Figur 2.2 illustrerer hvordan nedbørfelt kan deles i 4 soner. Bidragssonen (1) ligger i feltets ytterkant og akkumulerer mindre vannmengder. Vann fra bidragssonen renner videre til samlingssonen (2) i lavereliggende områder. Her er vannakkumuleringen større og sonen har gjerne bidrag fra grunnvann og preges av høyere grunnvannsstand i årstider med vått vær, noe som kan medføre dreneringsproblematikk og økt risiko for flom. I transportsonen (3) finnes nedbørfeltets hovedelv hvor overflatevann fra overliggende soner har avrenning. Sonen ligger ofte lavt i terrenget, har størst vannakkumulering og følgelig høyest flomrisiko. Til sist går vannet til resipient fra utløpet (4) (Marsh, 2005).



Figur 2.2: Soner i nedbørfelt (Solum & Syrstad, 2018)

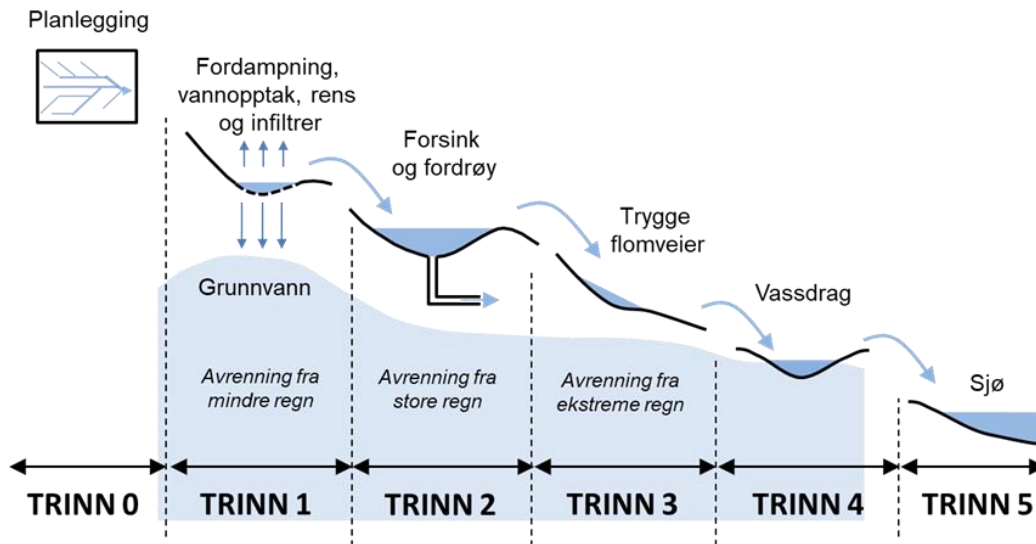
2.3 Tretrinnsstrategien

Urbane områder karakteriseres av mange tette flater og har mye overflateavrenning sammenlignet med naturen hvor infiltrasjonsegenskapene er adskillig bedre. Konsekvensene av dette er blant annet større og tidligere avrenningstopper, og et ledningsnett preget av kapasitetsutfordringer (Vann- og avløpsetaten, 2017; Ødegaard, 2014). Årsakene til utfordringene kan være sammensatte, men det er kjent at store deler av Norges ledningsnett er gammelt og tar i liten grad høyde for økte vannmengder fordi det er dimensjonert etter datidens nedbørforhold og befolkningsvekst (NOU, 2015; Ødegaard, 2014). I Figur 2.3 ses det hvordan økende fortetningsgrad endrer avrenningstoppene.



Figur 2.3: Endrede avrenningstopper ved økende fortetningsgrad (Ødegaard, 2014)

På grunn av fremtidige nedbørsprognoser forventes det store kapasitetsutfordringer som vil kreve oppgradering av eksisterende ledningsnett, velfungerende overvannsløsninger og gode strategier. Tretrinnsstrategien er et eksempel på en slik strategi og har til hensikt å avlaste ledningsnett, skape bedre bymiljø og trygg overvannsavledning, og følgelig sikre helse, miljø og samfunnsøkonomiske tiltak. Strategien deles i tre trinn; målet i første trinn er å fange opp mindre nedbørsmengder gjennom infiltrasjon, i andre trinn skal større nedbørsmengder forsinkes og fordrøyes, og i siste trinn skal de største nedbørsmengdene sikres trygg avledning til resipient. Hvilke overvannstiltak som er nødvendige og funksjonelle, og hvilke grenser for nedbørsmengder som gjelder mellom trinnene, avhenger i stor grad av lokale forhold (Miljødirektoratet, 2019; NOU, 2015; Ødegaard, 2014). Figur 2.4 viser tretrinnsstrategien og er utvidet med andre sentrale trinn for overvannshåndtering.



Figur 2.4: Tretrinnsstrategien for overvannshåndtering (Paus, 2019)

2.4 Geografiske informasjonssystemer

Geografiske informasjonssystemer (GIS) er dataprogrammer som brukes til innsamling, organisering, lagring, analysering og presentasjon av data relatert til posisjoner på jordas overflate. GIS har mange anvendelsesområder og er svært viktige verktøy på alle forvaltningsnivå i moderne samfunn (Dick, 2015). Et sentralt anvendelsesområde er å generalisere og forenkle virkelighetens terrengoverflate til modelltyper som gjør det mulig å samle inn store mengder data og informasjon. Hvilken type modell som benyttes er avhengig av hensikten, men rastermodeller er veldig vanlige fordi de har en fast struktur som muliggjør lagring av større mengder data og er mindre tidkrevende å analysere (Hartemink & McBratney, 2009).

Rastermodeller er to- eller flerdimensjonale nett av kvadratiske ruter, ofte kalt celler, som er organisert i sammenhengende rader og kolonner. Hver celle inneholder informasjon om en numerisk verdi som kvantifiserer gitte egenskaper og gjelder for hele cellens utstrekning. Alle celler har samme størrelse og angir rastermodellens oppløsning, og når for eksempel oppløsningen er 1 betyr det at hver celle har areal $1 \times 1 \text{ m}^2$. Fordi valg av oppløsning påvirker rastermodellens nøyaktighet i stor grad, er det innledningsvis viktig å fastslå modellens hensikt og velge formålstjenlig oppløsning (Bratlie, 2015; Hartemink & McBratney, 2009).

Rastermodeller bruker digitale terrengmodeller (DTM) i form av DTM-filer som grunnlag. Filene kan importeres til GIS-programmer og inneholder celler med koordinatfestet beliggenhet og definerte høydeverdier (Bratlie, 2015; Kartverket, 2019a).¹⁰ Kartverket har samlet inn store mengder data om terrengoverflaten i Norge og har tilgjengeliggjort DTM-filer i oppløsningene 1, 10 og 50 på nettstedet www.hoydedata.no (Kartverket, 2019a; Kartverket, 2019b). Etter nedlastning kan filene slås sammen for å representere store områder og brukes til å modellere terrengoverflaten og avrenningslinjer.

¹⁰ *Digitale terrengmodeller kan også omtales som digitale høydemodeller.*

3 Metode

Kapittel 3 innledes med hvorfor rastermodeller benyttes, viktige forutsetninger i rastermodellene, hvorfor programmet *arcGIS Pro* er valgt og årsakene til at en modell er utviklet i applikasjonen *ModelBuilder*. Hensikten med kapittelet er å vise hvordan modellen er utformet, begrunne viktige valg og forutsetninger, og vise hvordan modellen fungerer. Merk at ikke alle trinn i modellen utdypes og at det heller er vektlagt å forklare de viktigste funksjonene slik at også lesere uten erfaring med GIS skal forstå virkemåten. Videre gjøres det rede for hvordan statistiske verktøy fungerer og hvorfor de kompliserer modellens struktur, hvilke parametere modellen kvantifiserer og til slutt informasjon om tilleggsanalyser og databehandling.

3.1 Valg av modelltype og metodeutvikling

For å besvare oppgavens problemstilling foretas kvantitativ analyse av nedbørfelt og i den forbindelse er rastermodeller av overflaten vurdert som godt egnet. Modelltypen er brukt i mange tidligere studier og erfaringer fra Norge og utlandet viser at avrenningslinjer i slike modeller samsvarer godt med faktisk avrenning (Hartemink & McBratney, 2009; NOU, 2015).

Ved valg av oppløsning er det vektlagt at hovedtyngden av kommunale arealbeslutninger fattes på eiendomsnivå (Bratlie, 2015), og av den grunn er rastermodeller med oppløsning 50 utelukket. Etter sammenligning av avrenningslinjer i rastermodeller med oppløsning 1 og 10, er oppløsning 1 vurdert å ha best forutsetninger til å nå oppgavens mål. Oppløsning 10 kunne muligens blitt benyttet i stedet og har betraktelig kortere analysetid, men detaljnivået er hundrede ganger dårligere og avrenningslinjene har større tendens til å gå gjennom områder hvor det i virkeligheten står bygninger. Det er vurdert om overflateelementer som bygninger, veier og annen infrastruktur skal inkluderes slik at nøyaktigheten blir bedre. Men modellene blir også komplekse, tar lengre tid å utforme og er tidkrevende å analysere, og fordi store områder skal analyseres er dette vurdert som mindre hensiktsmessig.

En annen sentral vurdering er hvordan statistikk skal innhentes fra rastermodellene og hvilket behov det er for automatisering. Når store områder analyseres er det lite gunstig å innhente statistikk manuelt fordi områdene kan bestå av svært mange nedbørfelt. Derfor har automatiseringsmuligheter vært avgjørende ved valg av GIS-program. Programmet *arcGIS Pro* har en brukervennlig applikasjon, *ModelBuilder*, som gjør det mulig å produsere rastermodeller og innhente statistikk automatisk ved å kombinere ulike verktøy i et oversiktlig flytskjema (ESRI, 2020j). Det finnes ferdigutviklede modeller som kan lastes ned og importeres i applikasjonen, men

det har ikke har lyktes å finne modeller som tillater analyser og statistikkinnhenting etter oppgavens forutsetninger. Av den grunn er en egen modell utviklet.

Utviklingsarbeidet har vært omfattende da modellens struktur er kompleks og består av over 100 trinn. Det har vært spesielt utfordrende å finne velfungerende løsninger for innhenting av statistikk, sammenslåing av tabeller og kvantifisering av flere parametere samtidig. Men i oppgavens sammenheng er modellen fordelaktig og gir effektivt sluttresultat; med ett tastetrykk produseres en rastermodell med terrengoverflate og avrenningslinjer, i tillegg eksporteres tabeller med statistikk om alle nedbørfelt i analyseområdet automatisk. Dette er tidsbesparende og gjør det mulig å innhente statistikk i stort omfang.

Analyse av store områder med lav oppløsning er svært krevende for datamaskinens minne og prosessor. Når et område på for eksempel 400 km² analyseres, deles overflaten inn i hele 400 millioner celler med areal 1m² og i flere tilfeller har detaljnivået medført ulike program- og datatekniske problemer. Derfor har det vært nødvendig med manuelle justeringer på en allerede kraftig stasjonær datamaskin.¹¹

3.2 Nedlastning og behandling av DTM-filer

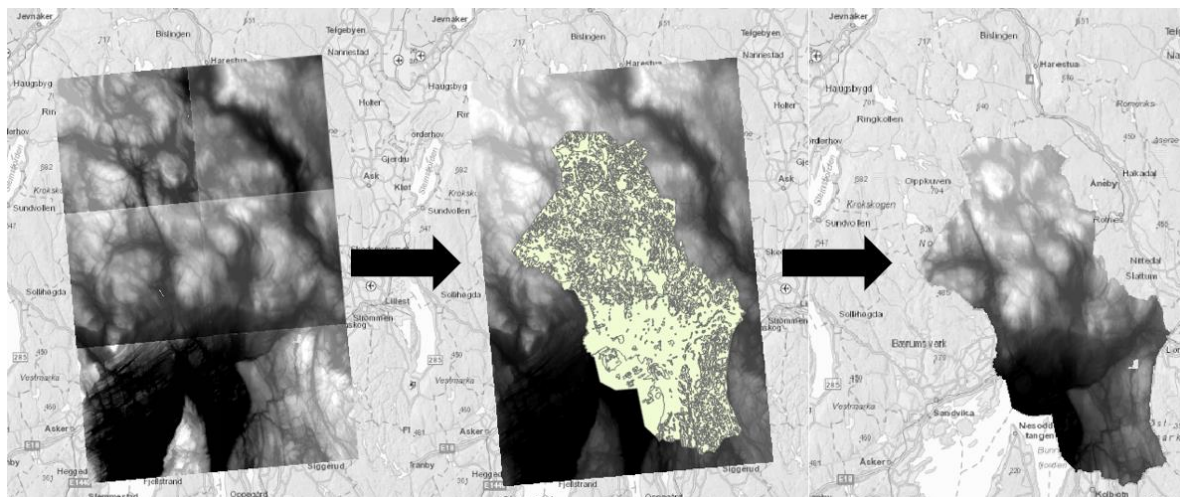
Modellen bruker DTM-filer fra totalt 9 kommuner fra nettstedet www.hoydedata.no.¹² For å sikre like forutsetninger og etterprøvbare resultater er alle filer lastet ned og slått sammen etter samme innstillinger.¹³ En ulempe med å avgrense DTM-filer etter kommunegrenser er at mange av nedbørfeltene avkappes og følger grensenes ytterkant i stedet. Mange nedbørfelt har stor utstrekning og går forbi kommunegrensene, enkelte ganger gjennom flere kommuner, men dette anses ikke som vesentlig så lenge parametere som korrelerer positivt med nedbørfeltets størrelse normaliseres på arealet.

¹¹ Justeringene har bestått i å overklokke maskinens prosessor, øke viftehastighetene for tilstrekkelig kjøling og i tillegg dele enkelte kommuner i flere enheter. Overklokking av datamaskinens prosessor innebærer å gjøre manuelle innstillinger som tvinger datamaskinen til å arbeide raskere enn hva som er spesifisert av produsenten.

¹² Årsaken til at DTM-filer er lastet ned etter kommunegrenser er for å begrense størrelsen og analysetiden, i tillegg til at man slipper å velge områder manuelt med polygoner på nettstedet. Følgende kommuner utgjør oppgavens analysegrunnlag: 1. Oslo, 2. Hamar, 3. Nesodden, 4. Asker, 5. Bærum, 6. Drammen, 7. Ås, 8. Trondheim og 9. Fredrikstad. Analyserte områder og deres respektive nedbørfelt vises i vedlegg A.1.

¹³ Innstillinger for nedlastning og sammenslåing av DTM-filer vises i vedlegg B.1 og B.2.

Figur 3.1 illustrerer hvordan DTM-filer behandles manuelt etter nedlastning. Først importeres DTM-filene til *arcGIS Pro*, deretter brukes verktøyet *Mosaic To New Raster* som produserer en sammenhengende raster med høydedata. Videre brukes et eksternt kart med kommunegrensene sammen med verktøyet *Extract By Mask* slik at kommunen klippes ut. Til slutt brukes verktøyet *Clip* for å fjerne områder med hav.



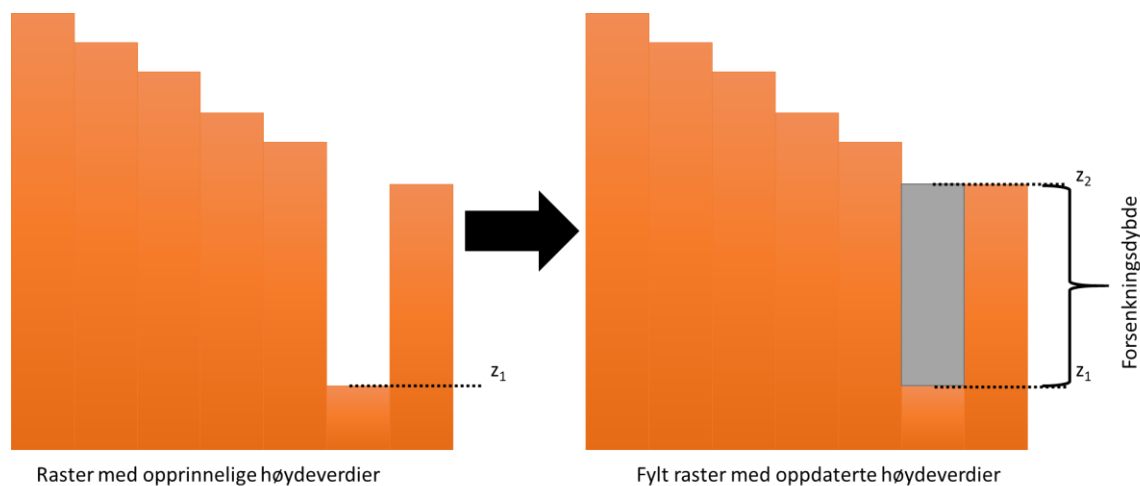
Figur 3.1: Manuell sammenslåing DTM-filer

3.3 Modellering og klassifisering av terrengoverflaten

Delkapittelet starter med å forklare viktigheten av verktøyet *Fill* og hvordan *Con*-verktøyet utnyttes for å klassifisere celler. Det redegjøres for hvordan forsenkninger og helningsforhold er delt i klasser, hvordan nedbørfelt modelleres og til slutt hvordan kartene *AR50* og *ELVIS elvenett* utnyttes.

3.3.1 Forsenkninger og bruk av klasser

DTM-filer inneholder forsenkninger som må identifiseres og det er avgjørende at disse fylles. Avrenningslinjer stopper i slike akkumuleringspunkter fordi strømningsretningen ikke er definerbar når nabocellene ligger høyere og verktøyet *Fill* brukes for å unngå dette. Verktøyet fyller alle forsenkninger og produserer en fylt raster med oppdaterte høydeverdier. Figur 3.2 illustrerer hvordan verktøyet justerer aktuelle celler til nabocellenes høydeverdi (ESRI, 2020b).



Figur 3.2: Verktøyet Fill

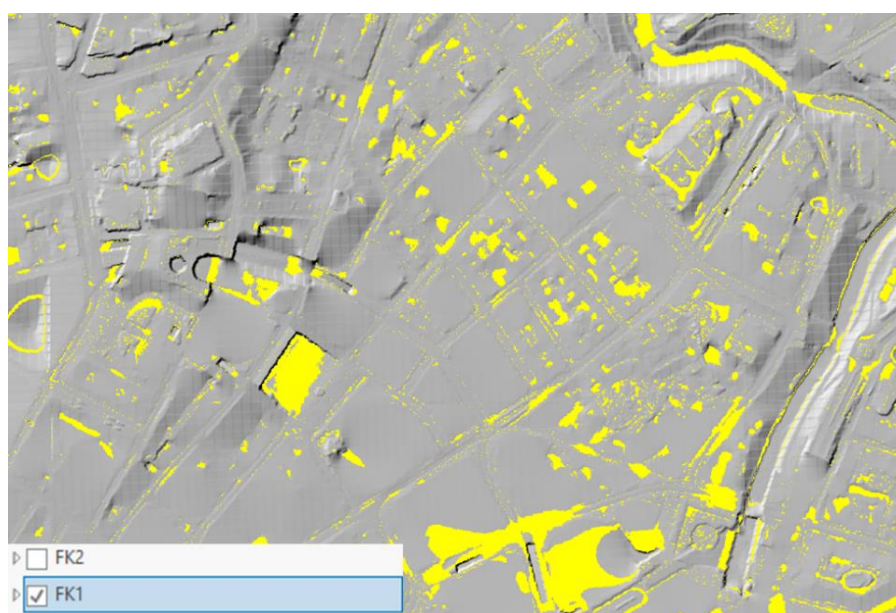
Etter at forsengkninger er fylt brukes verktøyet *Minus* til å beregne forsengkingsdybdene d . Når en gitt celle med høydeverdi z_1 fylles og gis ny verdi z_2 , beregner *Minus*-verktøyet dybden ved å trekke fylt raster fra opprinnelig raster slik at $d = z_2 - z_1$. Resultatet av *Minus*-verktøyet er en egen raster der alle celleverdier representerer forsengkingsdybdene, noe som er nyttig for klassifisering med verktøyet *Con*. I modellen er bruk av *Con*-verktøyet for å klassifisere celler et svært viktig konsept. Det bemerkes at når verktøyet beskrives her, så er beskrivelsen gjeldende for alle klassifiseringer redegjort for senere da dette gjøres helt likt.

I *Con*-verktøyet kan man sette grenseverdier i rubrikkene *Value* og *Input true raster or constant value*, og tildele alle celler som tilfredsstillter grensene nye numeriske verdier. Når for eksempel uttrykkene $Value > x$ og $Input\ true\ raster\ or\ constant\ value = y$ bestemmes, tildeler verktøyet alle celler med verdi større enn x numerisk verdi y , i en ny raster. Fordi *Con*-verktøyet i dette tilfellet brukes i kombinasjon med rasteren som inneholder informasjon om forsengkingsdybdene d , representerer *Value* disse. Det betyr at uttrykket $Value > x$ angir at d må være større enn x for at cellene skal få verdi y . Tabell 3-1 viser grenseverdiene som definerer to forsengkingsklasser.

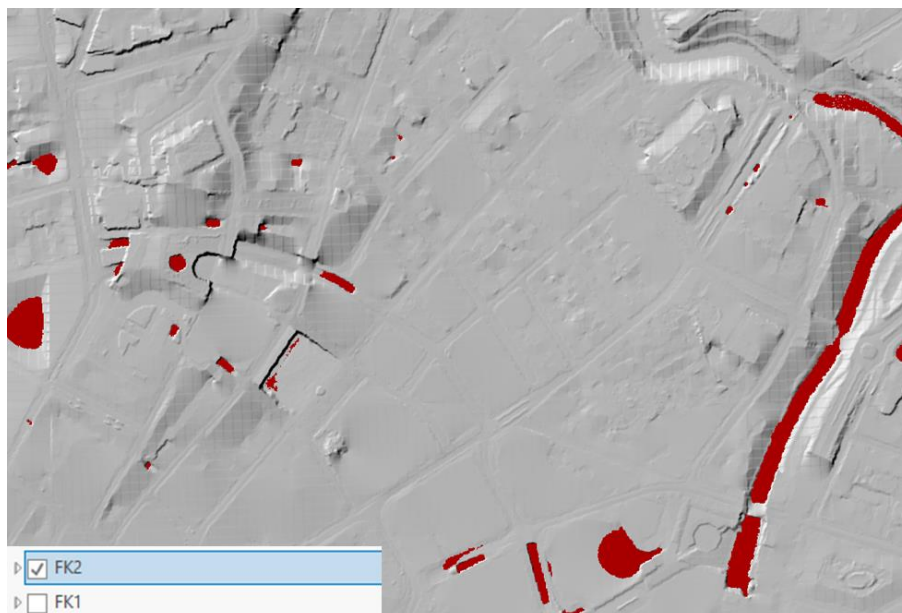
Tabell 3-1: Grenseverdier for forskningsklasser

<u>Forskningsklasse</u>	<u>Grenseverdi for dybde</u> <u>[meter]</u>	<u>Tildelt numerisk verdi</u>
FK1	$0 < d \leq 0.5$	1
FK2	$d > 0.5$	2

Figur 3.3 og 3.4 illustrerer bruken av klasser generelt og viser fordelingen av forskningsklassene i samme område. Når det legges til grunn to forskningsklasser definert etter bestemte grenseverdier, tildeles cellene numeriske verdier avhengig av hvilke grenser som tilfredsstilles. Det produseres totalt to raster - én raster inneholder alle celler med numerisk verdi 1 og en annen har cellene med verdi 2. Et viktig utfall av klassifiseringsmetodikken er at terrengoverflaten beskrives mer detaljert og det er mulig å innhente statistikk om hver klasse.



Figur 3.3: Raster med celler i FK1



Figur 3.4: Raster med celler i FK2

3.3.2 Helningsklasser

Verktøyet *Slope* brukes for å produsere en raster om overflatens helningsforhold der alle celleverdier representerer helningen S . På akkurat samme måte som tidligere brukes informasjon fra rasteren til å lage egne klasser med *Con*-verktøyet. Også her bestemmes uttrykk for *Value* og det tildeles numerisk verdi med *Input true raster or constant value*, men her representerer *Value* helningen. 6 helningsklasser er definert etter grenseverdiene i tabell 3-2.

Tabell 3-2: Grenseverdier for helningsklasser

<u>Helningsklasse</u>	<u>Grenseverdi for helning</u> <u>[grader]</u>	<u>Tildelt numerisk verdi</u>
HK1	$0 \leq S \leq 5$	1
HK2	$5 < S \leq 10$	2
HK3	$10 < S \leq 15$	3
HK4	$15 < S \leq 25$	4
HK5	$25 < S \leq 35$	5
HK6	$S > 35$	6

3.3.3 Nedbørfelt

Når områder analyseres er det bestemt å dele terrengoverflaten i nedbørfelt. En viktig fordel med inndelingen er at overflaten deles i mindre enheter og feltene kan sorteres etter gitte egenskaper. I tillegg kan det produseres statistikk om feltlengder som er en viktig parameter for konsentrasjonstid og intensitet (Chin, 2013; Ødegaard, 2014).

Det finnes to verktøy som kan brukes for å modellere nedbørfelt. Verktøyene heter *Basin* og *Watershed* og er nært beslektet med hverandre. Begge verktøy bruker informasjon om terrengoverflaten til å bestemme nedbørfeltene vannskille, men hovedforskjellen ligger i hvordan utløpet plasseres. Mens *Basin* plasserer utløpet automatisk, kan brukeren bestemme plasseringen selv med *Watershed* (ESRI, 2020a; ESRI, 2020g). Etter utprøving av begge verktøy er det bestemt å bruke *Basin* fordi verktøyet kan inkluderes i modellen uten bruk av koder og er i tillegg anbefalt for nedbørfeltanalyse i store områder (ESRI, 2016).¹⁴

3.3.4 Bruk av kart for arealtyper og elvenett

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) forvalter arealressurskartet *AR50*. Kartet er del av det offentlige kartgrunnlaget, dekker hele landet og inneholder informasjon om fordeling av arealtyper som bebyggelse, skog, jordbruk, snaumark, innsjø og hav.¹⁵ *AR50* er en viktig kilde til områders arealbruk, men produksjon og oppdatering foregår automatisk gjennom en kompleks prosess uten manuelle justeringer eller kontroll. NIBIO fraråder derfor at kartet benyttes til produksjon av arealstatistikk (NIBIO, 2017; Solbjørg et al., 2019), og det bemerkes at kartet i modellens sammenheng hovedsakelig brukes til å definere nedbørfelttyper.

I modellen er det lagt inn et landsdekkende *AR50*-kart som først klippes til analyseområdet med verktøyet *Clip*. Deretter gjøres kartet om til en raster med verktøyet *Polygon To Raster*, og rasteren som produseres inneholder celler med verdier etter *AR50* sine arealtyper *AT*. Alle celler med bebyggelse har verdi 10, celler med skog har verdi 30 også videre, og utnyttes for klassifisering med *Con*-verktøyet. Modellen samler informasjon om alle arealtyper, men kun arealtypene i tabell 3-3 inkluderes i analysegrunnlaget.

¹⁴ Det er mulig å legge til Python-koder i *ModelBuilder*. Dersom *Watershed* skulle blitt brukt, ville koding vært nødvendig for å automatisere verktøyet.

¹⁵ Oversikt og koder for alle arealtyper i *AR50* ses i vedlegg B.3.

Tabell 3-3: Grenseverdier for arealtyper

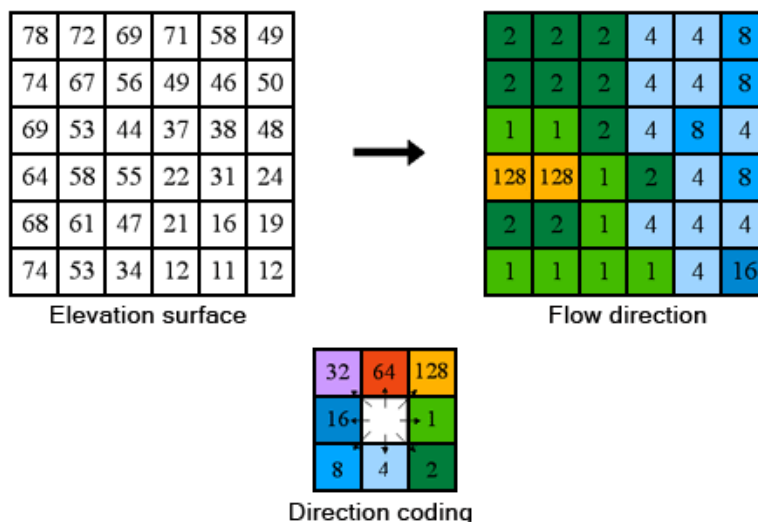
<u>Arealtype</u>	<u>Grenseverdi for arealtype</u>	<u>Tildelt numerisk verdi</u>
AT10 (bebyggelse)	AT = 10	1
AT30 (skog)	AT = 30	2
AT81 (ferskvann)	AT = 81	3

En fordel med å utnytte AR50-kartet slik er at man kan beregne hvor stor del av området som dekkes av hver arealtype og på denne måten definere nedbørfelttyper. Kartets hovedhensikt er å skille urbane og naturlige nedbørfelt fra hverandre slik at de kan analyseres og sammenlignes gruppevis. For å fremheve ytterpunkter i analysegrunnlaget er det lagt til grunn at nedbørfelt defineres som urbane dersom andel AT10 (bebyggelse) $\geq 90\%$ og naturlige hvis andel AT30 (skog) $\geq 90\%$.

Parameteren AT81 (ferskvann) brukes for å estimere innsjøandeler, men dette kan være problematisk når analyseområdene deles i nedbørfelt og det samtidig settes kriterier for hva som er urbane og naturlige felt. Kriteriene gjør at nedbørfelt med innsjøandel $> 10\%$ og resterende andel bebyggelse eller skog ekskluderes fra analysegrunnlaget, og det kan reises spørsmål hvorvidt resultatene er representative hvis mange felt utelukkes.

I tillegg til AR50-kartet inkluderer modellen et landsdekkende elvenettkart distribuert av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). Kartet kalles *ELVIS elvenett* og viser hoved- og sideelver i form av polylinjer (NVE, 2015; NVE, 2020), og brukes for å beregne elvenettets totale lengde. For å tydelig skille modellerte avrenningslinjer fra elvenettet, er elvenettet definert som del av terrengoverflaten. Kartet er vurdert som godt egnet for estimerer om elvenettets lengde i naturområder, men kan ikke brukes direkte for å avdekke eventuelle reduksjoner. Figur 3.5 viser hvordan elver i urbane områder, som i realiteten er lukket i rør, fremgår som del av det åpne elvenettet og medfører misvisende resultater.

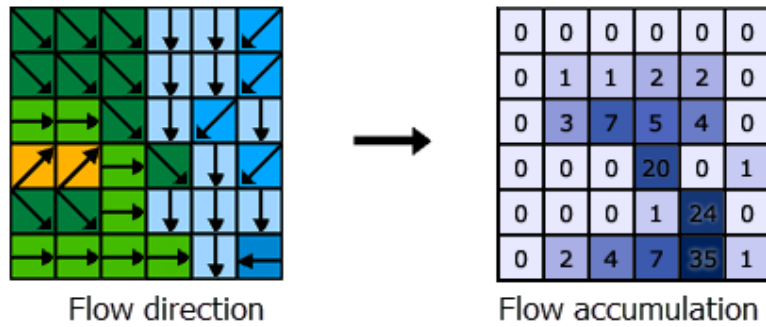
Figur 3.6 illustrerer hvordan cellenes høydeverdier brukes for å definere strømningsretningen. Betraktes cellen i øverste venstre hjørne ses det at cellen med høydeverdi 78 kan ha avrenning til tre naboceller, og siden fallet til celle med verdi 67 er størst settes strømningsretningen dit. Fallet går mot sør-øst og dermed får betraktet celle verdi 2. Merk at strømningsretningen gjelder for hele cellens utstrekning når retningen først er definert og at den ikke kan endres ikke underveis.



Figur 3.6: Verktøyet Flow Direction (ESRI, 2020d)

3.4.2 Akkumulerte tilrenningsareal

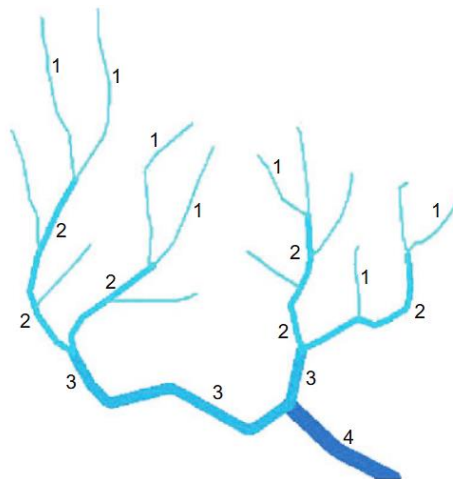
Verktøyet *Flow Accumulation* brukes til å bestemme cellens akkumuleringsverdier. Med informasjon om strømningsretningene beregnes arealet til oppstrøms celler som har tilrenning til hver enkelt celle. Dette omtales gjerne som akkumulert tilrenningsareal. Fordi oppløsningen er 1 er arealet til bidragende celler oppstrøms alltid lik antallet. Rasteren med akkumuleringsverdiene har mange bruksområder, men er blant annet essensiell for å modellere avrenningslinjer. Tallverdiene forteller ikke noe om vannmengder direkte, men er relative størrelser som uttrykker hvor på overflaten vannakkumuleringen er størst (Bratlie, 2015; ESRI, 2020c; Hartemink & McBratney, 2009). Figur 3.7 viser hvordan akkumulerte tilrenningsareal beregnes ved hjelp av strømningsretningene.



Figur 3.7: Verktøyet Flow accumulation (ESRI, 2020d)

3.4.3 Avrenningslinjenes detaljnivå

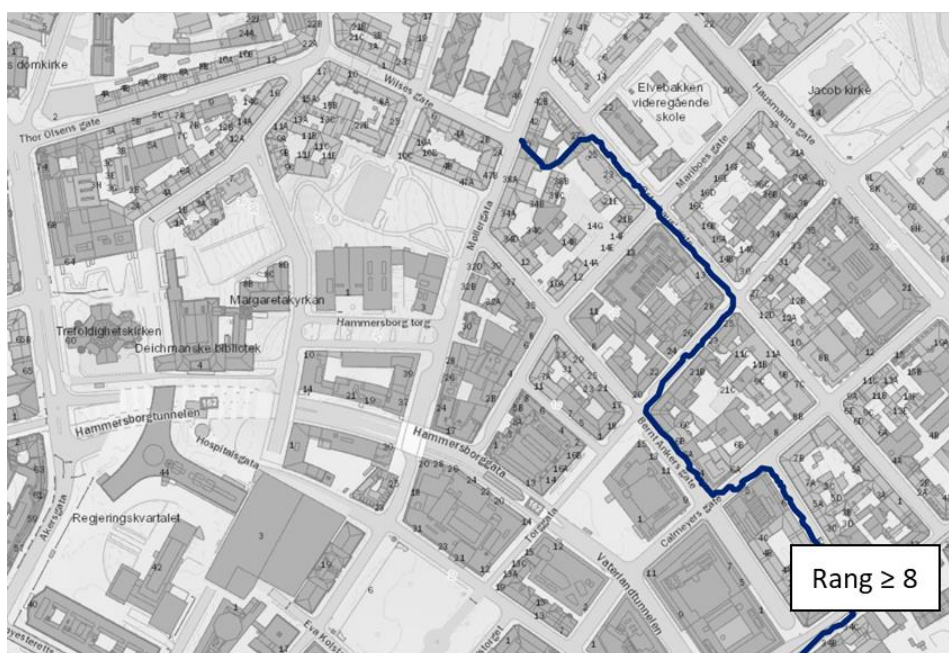
Avrenningslinjer kan modelleres etter at cellenes strømningsretninger og akkumulerte tilrenningsareal er beregnet. I modellen legger verktøyet *Stream Order* grunnlaget for å modellere avrenningslinjene ved å tildele cellene numeriske verdier som uttrykker deres rang etter *Strahlers metode*. Dette er en kjent metode hvor rangen angir relative størrelser og som ofte brukes i nedbørfeltanalyser (ESRI, 2020e; Hartemink & McBratney, 2009). Figur 3.8 viser hvordan *Strahlers metode* rangerer avrenningslinjene. Avrenningslinjer uten oppstrøms bidrag får alltid minste rang, deretter øker rangen med én når to linjesegmenter av samme rang møtes i et forgreningspunkt.



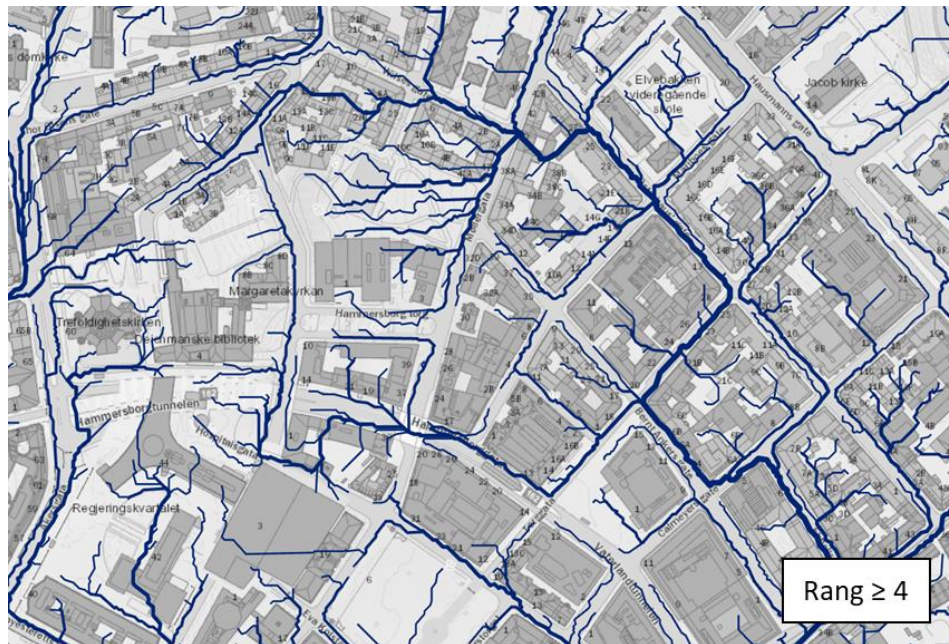
Figur 3.8: Tildeling av rang etter Strahlers metode (Wang et al., 2016)

Metodisk kan modellering av avrenningslinjer gjøres forskjellig, men det er opp til brukeren å bestemme hvor detaljerte de skal være. *Stream Order*-verktøyet er brukt i kombinasjon med rasteren for akkumulerte tilrenningsareal, noe som resulterer i at alle celler med akkumulert tilrenningsareal > 0 først danner grunnlag for avrenningslinjene. Verktøyet produserer derfor en svært detaljert raster med et lite hensiktsmessig detaljnivå hvor tilnærmet alle celler inkluderes i avrenningslinjene. Derfor må det defineres grenseverdier som gir fornuftige resultater.

Figur 3.9 og 3.10 eksemplifiserer hvordan grenseverdier for minste tillatt rang påvirker detaljnivået. Settes grenseverdi for rang ≥ 8 fås et veldig grovt detaljnivå hvor kun avrenningslinjer med høyt akkumulert tilrenningsareal inkluderes, og strukturen får mye mindre forgreninger sammenlignet med grenseverdi for rang ≥ 4 .



Figur 3.9: Avrenningslinjenes detaljnivå med grenseverdi for rang ≥ 8



Figur 3.10: Avrenningslinjenes detaljnivå med grenseverdi for rang ≥ 4

Når det er lagt til grunn at analyseområdene deles i nedbørfelt, er det viktig å påpeke detaljnivåets betydning for avrenning i felt med ulik størrelse. Dersom et grovt detaljnivå benyttes, modelleres kun avrenningslinjer med høyt akkumulert tilrenningsareal og medfører at små nedbørfelt ender opp uten avrenningslinjer. Hvis det for eksempel settes grenseverdi for rang ≥ 8 , der avrenningslinjer har akkumulert tilrenningsareal $> 50000 \text{ m}^2$, modelleres ikke avrenningslinjer i nedbørfelt med mindre areal enn dette fordi nedbørfeltets maksimale tilrenningsareal alltid tilsvarer feltets størrelse.¹⁷

Hvis analysegrunnlaget består av små nedbørfelt er det viktig å velge et finere detaljnivå hvis disse skal inkluderes. Samtidig er det viktig å være bevisst på at avrenningslinjer med svært fint detaljnivå har tendens til å gjennom områder hvor det i virkeligheten står bygninger. For å bestemme det endelige detaljnivået er det lagt til grunn at avrenningslinjene skal:

- I minst mulig grad gå gjennom områder hvor det i virkeligheten står bygninger.
- Bestå av avrenningslinjer med lavt akkumulert tilrenningsareal slik at små nedbørfelt kan inkluderes i analysegrunnlaget.

¹⁷ Det er gjennomført sammenligning av resultater med analyser hvor akkumulert tilrenningsareal er kjent. RK5 gir tilnærmet identiske resultater med avrenningslinjer med akkumulert tilrenningsareal $> 50000 \text{ m}^2$. Ifølge studier er dette avrenningslinjer som typisk forbindes med flomproblematikk (Bratlie, 2015).

- Bestå av avrenningslinjer med høyt akkumulert tilrenningsareal slik at avrenningslinjer som typisk relateres til flomproblematikk kan analyseres isolert.

Etter ovennevnte kriterier er grenseverdi for rang ≥ 4 vurdert som hensiktsmessig. Det bemerkes at dette er en subjektiv og skjønnsmessig vurdering og at andre grenseverdier gir forskjellige resultater for avrenningslinjenes parametere.¹⁸

3.4.4 Rangklasser

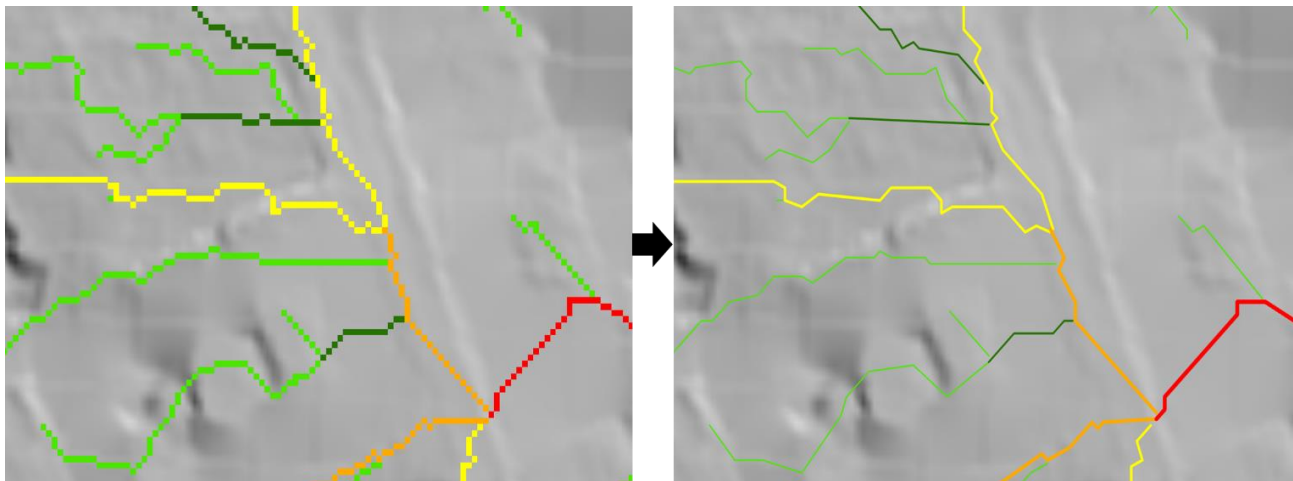
Etter at detaljnivået er bestemt klassifiseres cellene etter rang med grenseverdiene i tabell 3-4.

Tabell 3-4: Grenseverdier for rangklasser

<u>Rangklasse</u>	<u>Grenseverdi for rang</u>	<u>Tildelt numerisk verdi</u>
RK1	Rang = 4	1
RK2	Rang = 5	2
RK3	Rang = 6	3
RK4	Rang = 7	4
RK5	Rang ≥ 8	5

Figur 3.11 eksemplifiserer bruken av rangklassene. Her er kun celler med rang ≥ 4 inkludert, mens celler med mindre rang utelukkes. Det betyr at celler med rang 4 (lysegrønt) ikke lenger har oppstrøms bidrag og havner i RK1 med minste rang, i tråd med beskrivelsen av *Strahlers metode*. Når disse møtes i et forgreningspunkt øker rangen nedstrøms til 2 (mørkegrønt), videre til 3 (gult) også videre. Til slutt brukes verktøyet *Stream to Feature* for å omgjøre cellene til sammenhengende polylinjer slik at avrenningslinjenes lengder og antall kan beregnes (ESRI, 2020f).

¹⁸ For eksempel er avrenningslinjenes lengder og antall brukt som parametere. Som vist i figur 3.9 og 3.10 vil valg av grenseverdi ha stor innvirkning da grenseverdi for rang ≥ 8 gir mye kortere total lengde og mindre antall linjesegmenter i betraktet område sammenlignet med rang ≥ 4 .

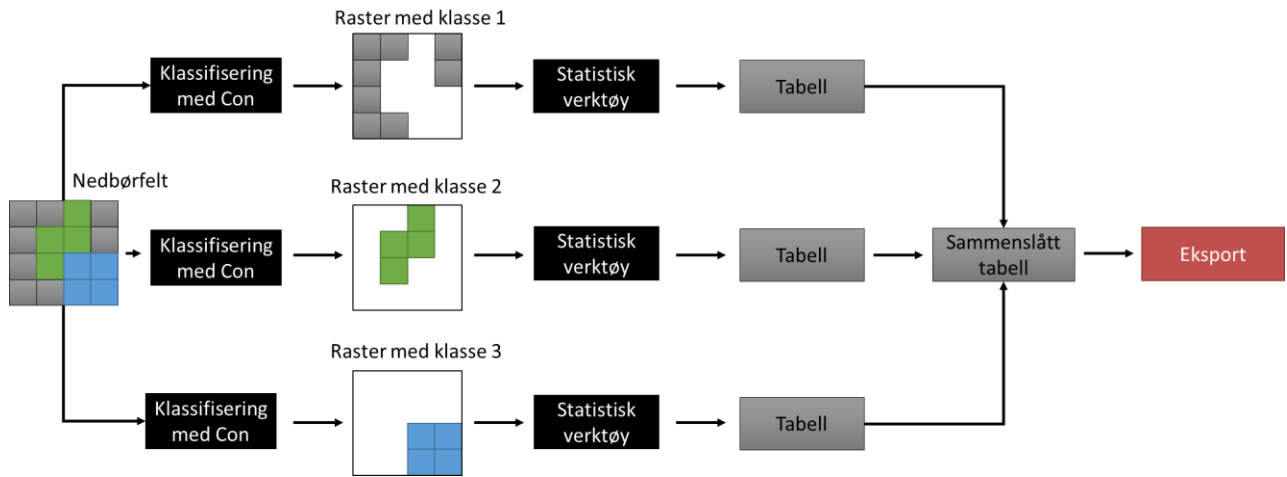


Figur 3.11: Avrenningslinjer fargekodet etter rangklasser (RK1-RK5 i henholdsvis lysegrønt, mørkegrønt, gult, oransje og rødt)

3.5 Statistiske verktøy

Verktøyene *Zonal Statistics as Table* og *Summarize Within* brukes for statistikkinnhenting etter at terrengoverflaten og avrenningslinjer er modellert. Begge verktøy lar brukeren avgrense hvilke områder eller soner det skal innhentes statistikk fra og de produserer egne tabeller med data. Årsaken til at det brukes to verktøy er at *Zonal Statistics as Table* kun kan brukes på rastere, mens *Summarize Within* godtar polylinjer som input (ESRI, 2020h; ESRI, 2020i). I modellen bruker verktøyene nedbørfeltene som soneavgrensning. På denne måten er det mulig å eksportere tabeller med statistikk om alle nedbørfelt i analyseområdet, men det kan være utfordrende å automatisere prosessen på grunn av virkemåten til verktøyene.

Virkemåten gjør at modellen ender opp med mange trinn og kompleks struktur, og det illustreres hvorfor i figur 3.12. Når gitte egenskaper detaljeres, i dette tilfellet gjennom bruk av klasser, klarer ikke verktøyene å innhente informasjon fra flere klasser samtidig. Verktøyene tar kun input fra én raster om gangen og medfører at verktøyene må brukes like mange ganger som antallet klasser det hentes statistikk fra. I tillegg produseres det én tabell om hver klasse og disse slås sammen med verktøyet *Add join* før de til slutt eksporteres i form av Excel-filer lokalt på datamaskinen.



Figur 3.12: Virkemåten til statistiske verktøy

3.6 Utvalgte parametere for terrengoverflaten og avrenningslinjer

Tabell 3-5 og 3-6 beskriver parametere for terrengoverflaten og avrenningslinjer. Merk at parametere gjelder for hvert nedbørfelt og at flere normaliseres på arealet (hektar) fordi de korrelerer positivt med feltets størrelse.

Tabell 3-5: Beskrivelse av parametere for terrengoverflaten

<u>Parameter</u>	<u>Beskrivelse</u>
A	Areal [ha]
H _{min}	Minste høyde [m]
H _{maks}	Maksimal høyde [m]
H _{gj}	Gjennomsnittlig høyde [m]
dH (H _{maks} - H _{min})	Maksimal høydedifferanse [m]
L _F	Feltlengde per areal [m/ha]
S _f ($\frac{dH}{L_F}$)	Gjennomsnittlig helning [%]
Forskningsklasser (FK1 og FK2)	Areal av hver klasse [% av totalt areal]
Helningsklasser (HK1-HK6)	Areal av hver klasse [% av totalt areal]

Arealtyper (AT10, AT30 og AT81)	Areal av hver klasse [% av totalt areal]
L_E	Elvenettets totale lengde per areal [m/ha]

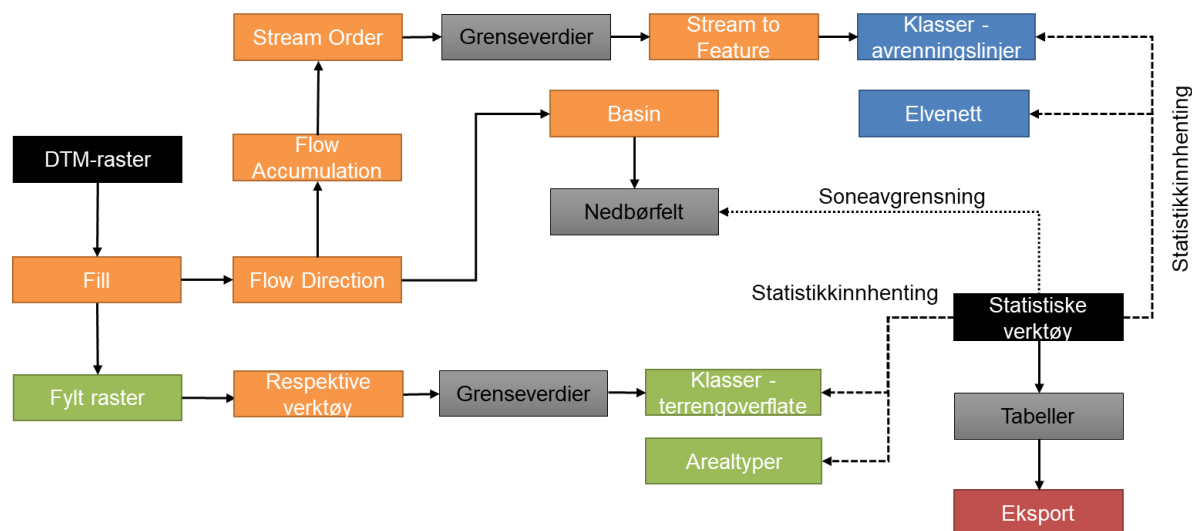
Tabell 3-6: Beskrivelse av parametere for avrenningslinjer

<u>Parameter</u>	<u>Beskrivelse</u>
Rangklasser (L_{RK1} - L_{RK5})	Avrenningslinjenes lengde per areal i hver rangklasse [m/ha]
Rangklasser (N_{RK1} - N_{RK5})	Avrenningslinjenes antall per areal i hver rangklasse [antall/ha]
L_T	Avrenningslinjenes totale lengde per areal [m/ha]
N_T	Avrenningslinjenes totale antall per areal [antall/ha]

3.7 Forenklet flytskjema og oppsummering

Det er gjort rede for en rekke verktøy, konsepter og forutsetninger lagt til grunn i modellen. Fordi flytskjemaet i *ModelBuilder* inneholder mange trinn og forgreninger, er det utformet et mer leservennlig flytskjema i figur 3.13. Figuren oppsummerer metodekapittelet og har til hensikt å visualisere hvordan modellen fungerer. Det bemerkes at figuren gir en forenklet beskrivelse fordi flere verktøy og rastere ikke inkluderes.¹⁹

¹⁹ Modellens fullstendige struktur kan ses i vedlegg B.4.



Figur 3.13: Forenklet flytskjema

Første trinn i prosessen er å slå sammen alle DTM-filer manuelt og lage en sammenhengende DTM-raster med høydedata. Deretter importeres rasteren til modellen for automatisk modellering og statistikkinnhenting. Rasteren fylles slik at strømningsretninger og akkumulerte tilrenningsareal kan beregnes, og den fylte rasteren brukes videre til å produsere rastere med forsenkninger og helninger med sine respektive verktøy. Deretter defineres grenseverdier for å lage klasser som beskriver gitte egenskaper mer detaljert. Avrenningslinjenes detaljnivå og klassifisering av disse gjøres med grenseverdier for cellenes rang og i tråd med *Strahlers metode*. Statistiske verktøy bruker nedbørfeltene som soneavgrensning for statistikkinnhenting (markert med stiplede piler) og for hvert felt produseres tabeller med statistikk om alle klasser og eksterne kart. Til slutt slås tabellene sammen og eksporteres lokalt på datamaskinen i form av Excel-filer.

3.8 Tilleggsanalyser

I utviklingsarbeidet med modellen er det forsøkt å gjøre analyser uten nedbørfelt, men da har det ikke lyktes å skille flate og bratte områder, og forutsetningene for grundigere analyser svekkes. Idéen bak nedbørfeltinndelingen er å gruppere felt etter helningsforhold og gjennomføre regresjonsanalyser slik at eventuelle sammenhenger avdekkes. Likevel er det flere ulemper med bruk av nedbørfelt som understreker viktigheten av tilleggsanalyser.

Nedbørfeltene som genereres med *Basin*-verktøyet har stor variasjon i størrelsene, og mange felt med bebyggelse har utstrekning langt forbi bykjernene og domineres av naturområder. Når det bestemmes at nedbørfelt må ha andel bebyggelse $\geq 90\%$ for å defineres som urbant, resulterer dette i at mange nedbørfelt som tilfredsstillers kriteriet har lite areal. En konsekvens av dette er at urbane felt som har avrenningslinjer med høyt akkumulert tilrenningsareal vil utgjøre en mindre del av

analysegrunnlaget. Videre er det viktig å merke seg at *Basin*-verktøyet produserer nedbørfelt med automatisk plassering av utløpet og det skilles for eksempel ikke mellom felt langs kysten eller felt som inkluderer indre bykjerner og skogsområder langt fra havet. Det betyr at man ikke får kontrollert nedbørfeltens plassering med mindre man sjekker koordinatene til hvert felt manuelt. Dersom analysegrunnlaget skulle ha stor overvekt av mindre kystfelt kan det hende at resultatene ikke er representative.

Modellen inkluderer kartene *AR50* og *ELVIS elvenett* som begge har stor nytteverdi i oppgavens sammenheng. Som nevnt kan *AR50* være problematisk å benytte i kombinasjon med nedbørfeltinndeling for å estimere innsjøandeler, da flere nedbørfelt ekskluderes som følge av hvordan de defineres. For *ELVIS elvenett* er selve kartgrunnlaget problematisk når lukkede elver fremgår som del av det åpne elvenettet, og medfører at resultatene om elvenettet i urbane nedbørfelt må tolkes som estimater før lukking.

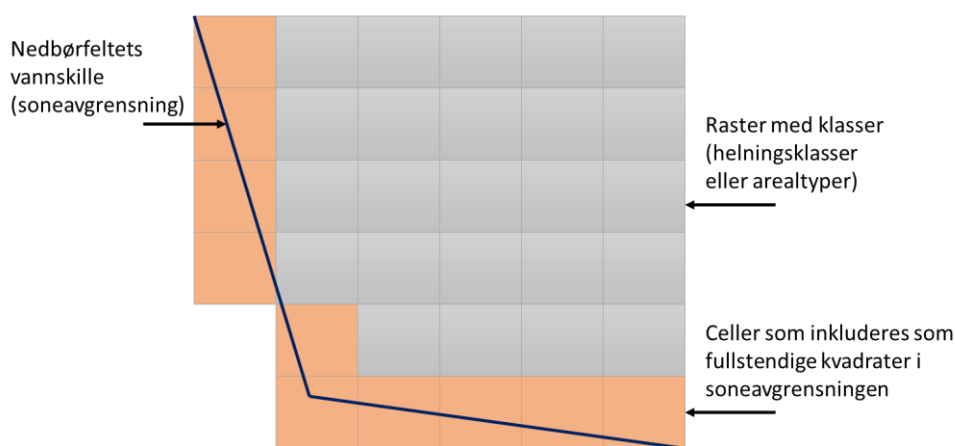
Tilleggsanalysene er gjort etter samme metodikk og forutsetninger som i modellen, men uten bruk av nedbørfelt. Urbane områder i Oslo og Trondheim med omkringliggende naturområder er brukt som analysegrunnlag,²⁰ der hensikten er supplere analysegrunnlaget med informasjon om innsjøandeler og elvenettet, og være til hjelp når resultater tolkes. For å estimere reduksjon av elvenettet har de urbane områdene blitt analysert to ganger; først hvor polylinjer fra *ELVIS elvenett* er ubehandlet, deretter er alle lukkede linjer klippet bort manuelt og områdene er analysert på nytt slik at differansen kan beregnes.

²⁰ Vedlegg C.1 viser tilleggsanalysenes utvalgte områder.

3.9 Databehandling

I første steg av databehandlingen er alle nedbørfelt som ikke bør inkluderes i analysegrunnlaget fjernet. Siden rastermodellene ikke skiller mellom den faktiske overflaten og områder med vannkilder, fortsetter avrenningslinjene over innsjøer og hav i form av strake linjer uten retningsendring, som om det skulle vært et fullstendig flatt terreng. Derfor er nedbørfelt med svært stor andel innsjø eller hav ekskludert.

Videre er det kontrollert om nedbørfeltets areal stemmer overens med det totale arealet til alle helningsklasser og areal typer. For enkelte nedbørfelt har det vært større avvik og skyldes muligens at statistiske verktøy inkluderer celler som er avskåret av soneavgrensningen. Det betyr at celler som delvis er innenfor vannskillet inkluderes som fullstendige kvadrater når arealet beregnes, som illustrert i figur 3.14. Alle nedbørfelt med avvik større enn 10% er ikke inkludert.



Figur 3.14: Avvik mellom nedbørfelts areal og helningsklasser/areal typer

For å bekrefte gyldigheten av modellens resultater er mindre områder brukt som input og det er satt midlertidig kriterium i *Basin*-verktøyet slik at det kun eksporteres statistikk fra nedbørfelt mindre enn 200 m². På denne måten har det vært mulig å telle cellene i hver klasse manuelt og bruke måleverktøy i *arcGIS Pro* for å kontrollere om lengde- og arealmål stemmer overens med dataene i tabellene.

Modellen eksporterer totalt 12 tabeller. Tabellene fra *arcGIS Pro* er formatert slik at hver rad inneholder ett nummerert nedbørfelt mens parameterne står i kolonnene, og ved å sammenslå tabellene etter radenes nummer sikres det at analysegrunnlaget er korrekt. For å unngå feil i sammenslåingen er Excel sin funksjon *Power Query* benyttet slik at prosessen går automatisk.

Til sist er det laget et analyseoppsett i Excel som skiller urbane og naturlige nedbørfelt fra hverandre og som tillater bruk av kriterier slik at det kan lages underdatasett. På denne måten kan nedbørfelt grupperes etter ønskede egenskaper og det er mulig å generere statistikk om blant annet gjennomsnittsverdier, medianer og standardavvik for alle datasett.

Det er gjennomført enveis variansanalyser med signifikansnivå $\alpha = 0.05$. Variansanalysene fokuseres rundt sammenligning av to gruppegjennomsnitt med nullhypotese om at gjennomsnittene er like der $H_0: \mu_{urbane} = \mu_{naturlige}$. Verdier for $p > \alpha$ og $p \leq \alpha$ angir henholdsvis like og ulike gjennomsnitt ved valgt signifikansnivå. Analysene er brukt som et hjelpemiddel i tolkningen av resultatene og ses i sammenheng med andre spredningsmål og tilleggsanalysene.

4 Resultater og diskusjon

Kapittel 4 innledes med å vise hvor mange nedbørfelt som utgjør analysegrunnlaget, spredningsmål for feltenes størrelser og deres persentiler. Deretter presenteres resultatene gjennom tre delkapitler som har til hensikt å besvare delproblemstillingene i rekkefølgen de er stilt. Først sammenlignes parameterne for terrengoverflaten og avrenningslinjer i urbane og naturlige nedbørfelt. Deretter gjennomføres regresjonsanalyser med S_f og aktuelle parametere, og til sist sammenlignes flate urbane og flate naturlige nedbørfelt. Alle analyseresultater kan ses i egne vedlegg.²¹ Videre gjøres det rede for resultatenes betydning, forslag til videre arbeid og til sist evalueres metodiske svakheter.

4.1 Presentasjon av analysegrunnlag

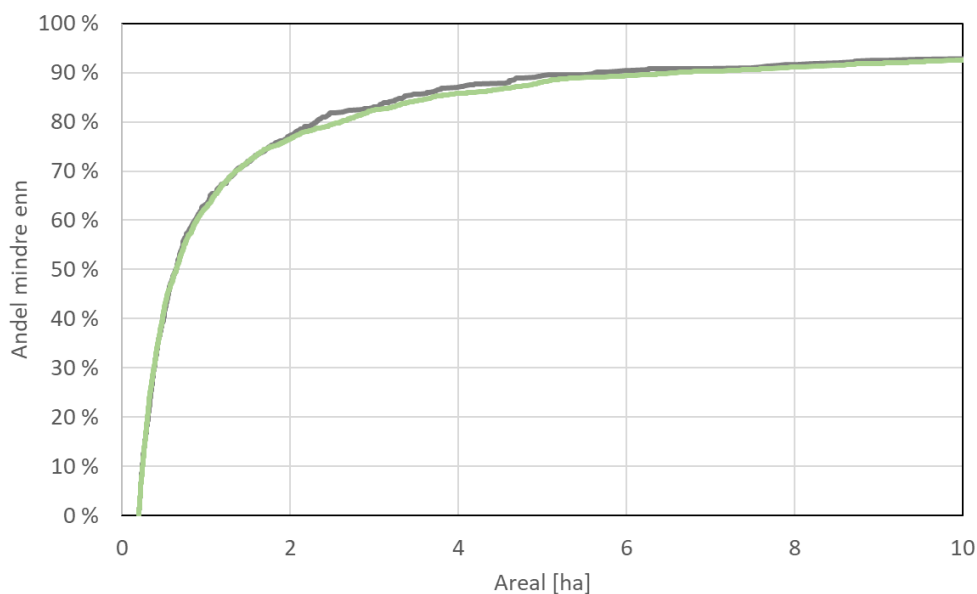
Rådata fra modellen inneholder statistikk om totalt 5336 nedbørfelt, men etter at kriterier for urbane og naturlige nedbørfelt er satt står det igjen 3241 felt, hvorav 823 er urbane ($\geq 90\%$ bebyggelse) og 2418 er naturlige ($\geq 90\%$ skog). Det er stor overvekt av naturlige nedbørfelt, omtrent 75% mot 25%, og det er tydelige forskjeller i feltenes størrelser. De naturlige nedbørfeltene er i gjennomsnitt 57% større, har over dobbelt så stort standardavvik og mye større maksverdi. Tabell 4-1 viser spredningsmålene for nedbørfeltene størrelser.

Tabell 4-1: Spredningsmål for nedbørfeltene størrelser (hektar)

	<u>Urbane</u>	<u>Naturlige</u>
Antall	823	2418
Gjennomsnitt	4.4	6.9
Standardavvik	18.9	44.9
Min	0.2	0.2
Maks	331.1	1257.5
Median	0.64	0.65

²¹ Se vedlegg D.1, D.2 og D.3.

Persentilene i figur 4.1 viser at analysegrunnlaget består av veldig mange små nedbørfelt. Omtrent 80% av nedbørfeltene er mindre enn 2,5 hektar og omtrent 10% er større enn 5 hektar. Det betyr at felt med avrenningslinjer i RK5 utgjør en liten del av analysegrunnlaget med 88 urbane og 289 naturlige nedbørfelt.



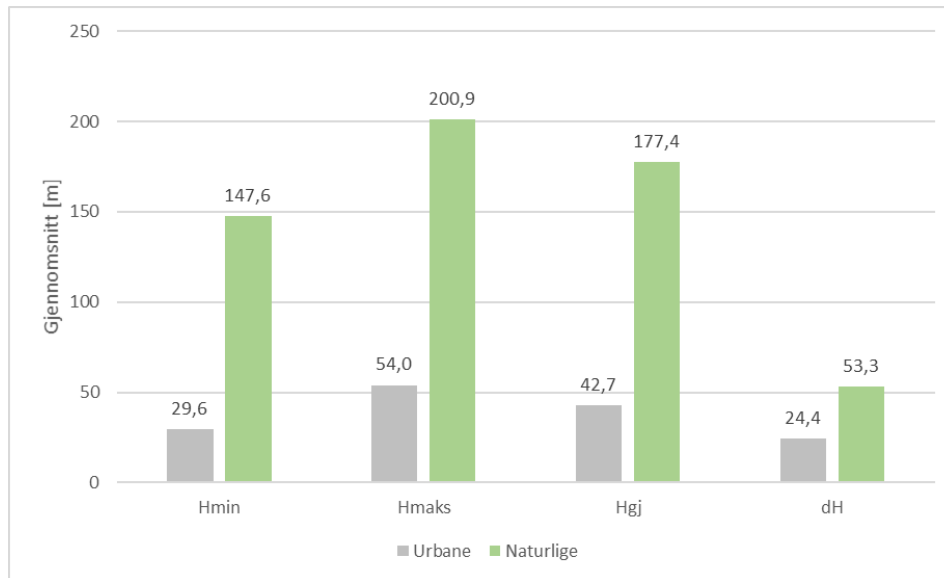
Figur 4.1: Persentiler for analysegrunnlaget

4.2 Sammenligning av urbane og naturlige nedbørfelt

Delkapittelet redegjør for sammenligningen av urbane og naturlige nedbørfelt. Først sammenlignes parameterne for terrengoverflaten og til slutt parameterne for avrenningslinjer.

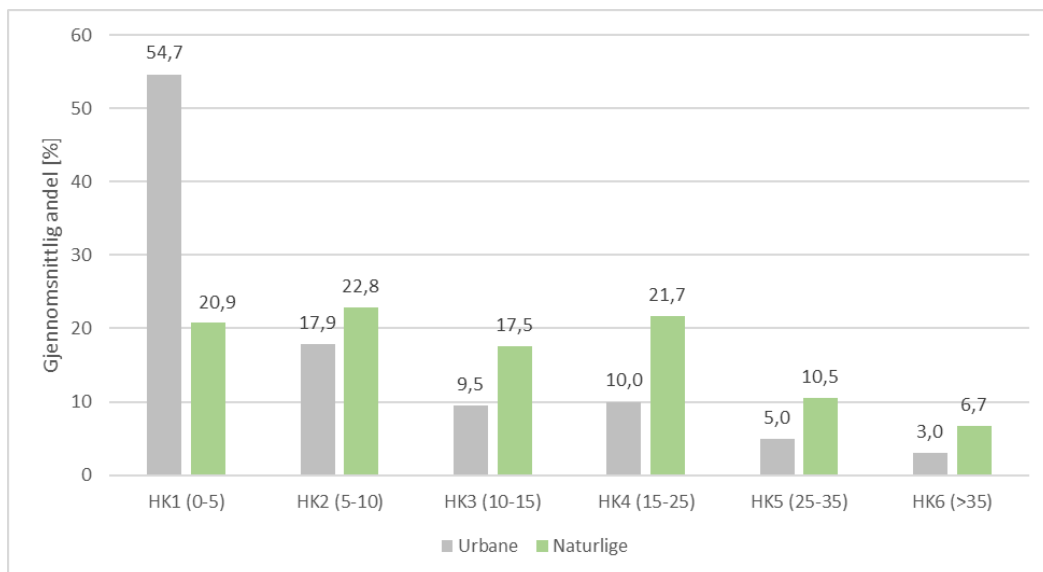
4.2.1 Høydedata og helningsklasser

Gjennomsnittsverdier for H_{min} , H_{maks} og H_{gj} vist i figur 4.2 beskriver hvordan urbane nedbørfelt ligger mye lavere i terrenget og har langt mindre maksimal høydedifferanse dH .



Figur 4.2: Høydedata

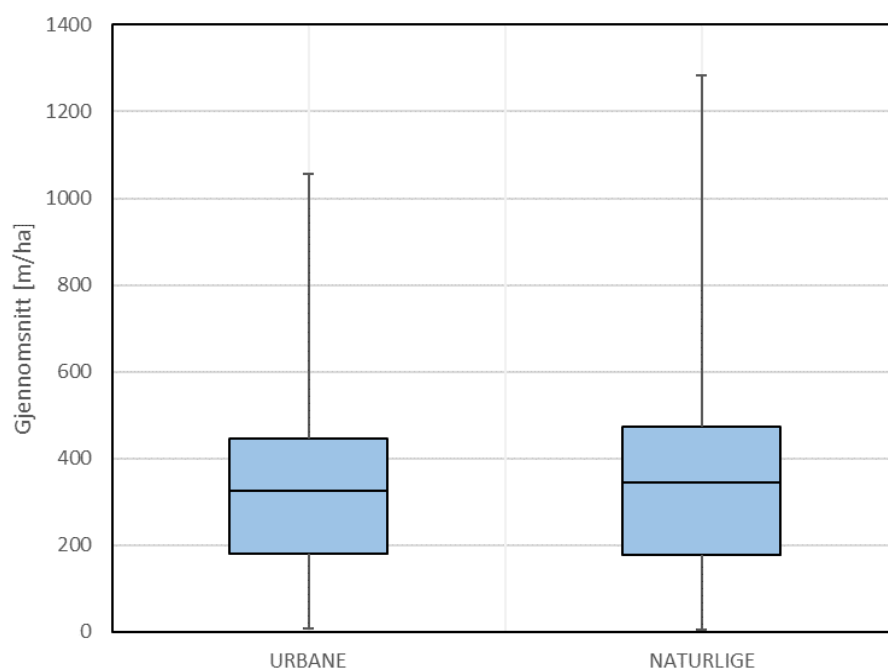
Figur 4.3 viser fordeling av helningsklassene. Urbane nedbørfelt er tydelig flatere og har gjennomsnittlig andel HK1 (0-5 grader) lik 54.7% mot naturlige felt som har 20.9%. Det ses også at naturlige nedbørfelt har jevn fordeling av HK1-HK4 nær 20%. Tilleggsanalysene er i tråd med disse resultatene og viser tilsvarende fordeling.



Figur 4.3: Helningsklasser (grader i parentes)

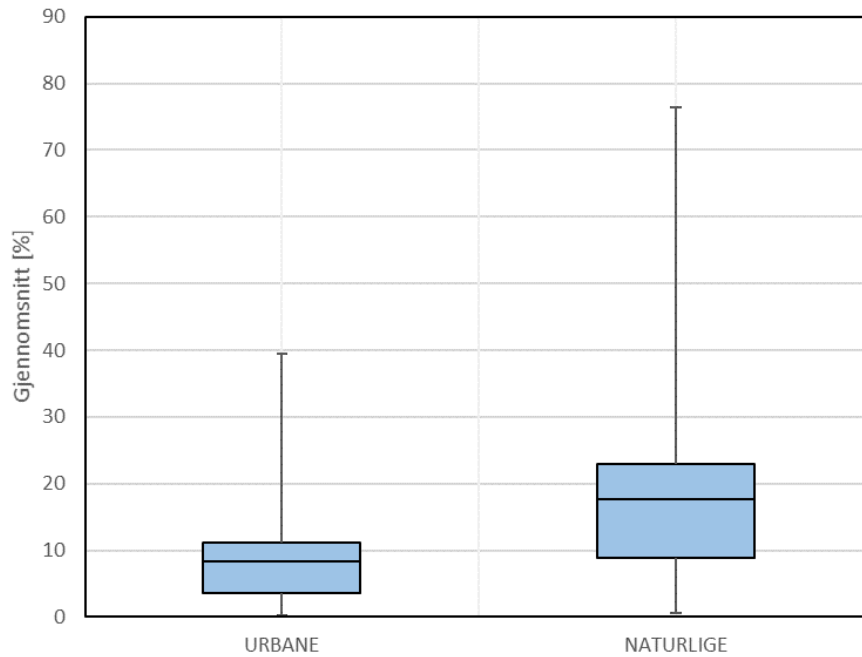
4.2.2 Feltlengder (L_f), gjennomsnittlig helning (S_f) og forsenkningsklasser

Urbane nedbørfelt har kun 6% lavere gjennomsnittsverdi for feltlengder, 324.7 m/ha mot 343.9 m/ha, og medianen er 4% mindre.²² Det er store forskjeller i nedbørfeltenes gjennomsnittlige helning da S_f for urbane felt er 8.4% mot 17.7%, mens medianen er 6.5% mot 14.9%. Variansanalysene for både feltlengder og gjennomsnittlig helning gir $p < \alpha$. I figur 4.4 og 4.5 ses det at spredningen er større for begge parametere i naturlige nedbørfelt.



Figur 4.4: Variansanalyse for L_f

²² Det gjøres oppmerksom på at feltlengde i oppgavens sammenheng er lengste mulige avrenningslengde i nedbørfeltet som følger terrengoverflaten fra feltets ytterkant til utløpet. I annen litteratur og empiriske formler kan feltakse, som er lengste strake linje fra feltets ytterkant til utløp, omtales som feltlengde (Chin, 2013).

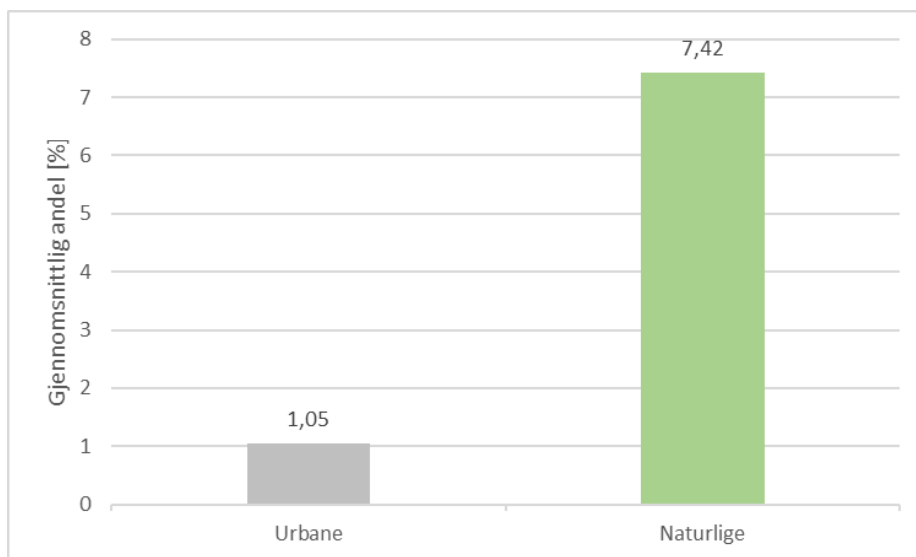


Figur 4.5: Variansanalyse for S_f

Det er også store forskjeller i forsenkningsklassene. Andel FK1 (0-0.5m) er dominerende for begge typer nedbørfelt og FK2 (>0.5m) utgjør kun marginale andeler. Gjennomsnittlig andel FK2 er 0.23% for urbane felt og bare 0.07% for naturlige. For FK1 har urbane nedbørfelt litt over dobbelt så stor andel med 5.45% mot 2.62%.

4.2.3 Innsjøandeler og elvenett

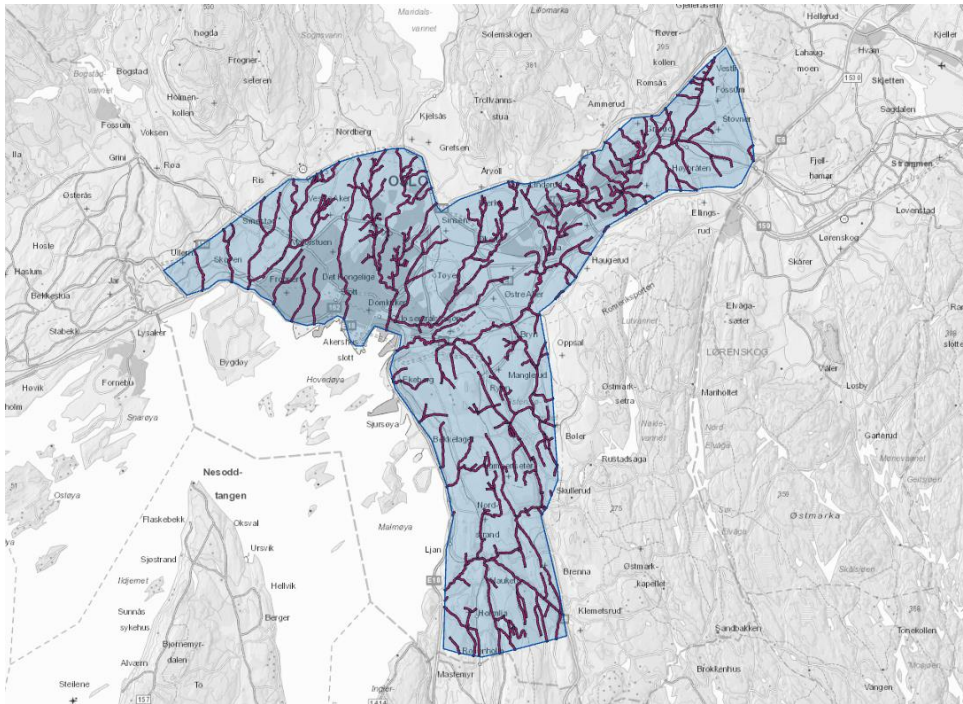
Urbane nedbørfelt har tydelig lavere gjennomsnittlig innsjøandel med 1.7% mot 3.8% i naturlige. Variansanalysen gir $p < \alpha$ og angir forskjellige gjennomsnitt ved valgt signifikansnivå. Men det er kun 21 urbane og 81 naturlige nedbørfelt som utgjør analysegrunnet når det settes kriterium om innsjøandel $> 0\%$, og resultatene fra tilleggsanalysene vist i figur 4.6 gir mye større prosentvise differanse.



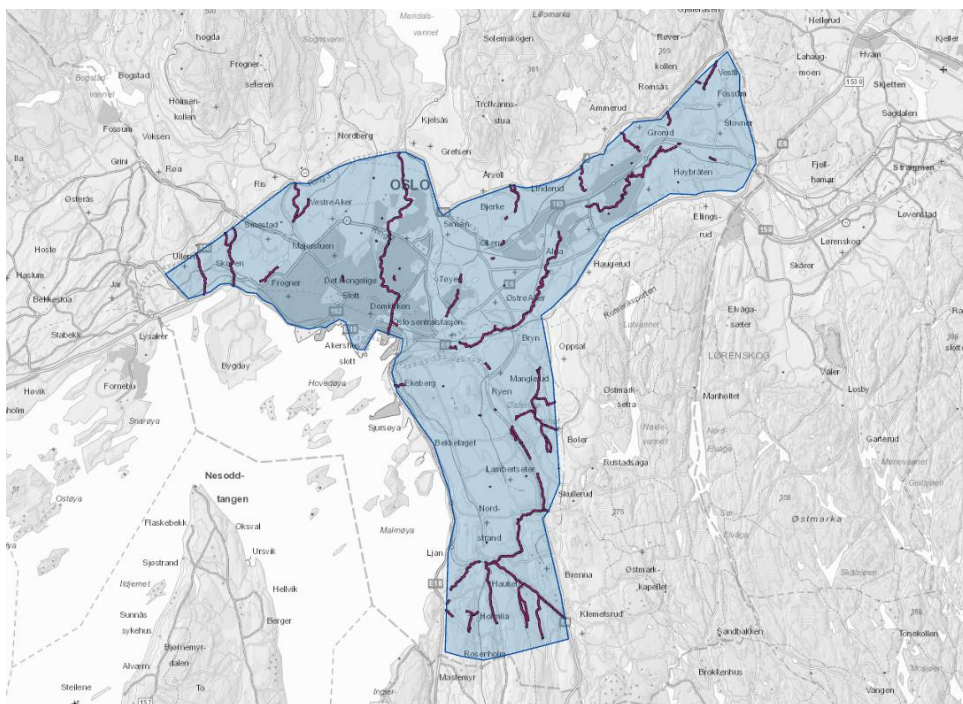
Figur 4.6: Gjennomsnittlig innsjøandel i tilleggsanalysenes urbane og naturlige områder

Når det settes kriterium for elvenettslengden, $L_E > 0$ m/ha, består analysegrunnlaget av 58 urbane og 237 nedbørfelt. Resultatene viser at gjennomsnittsverdi for urbane felt er 65.2 m/ha mot 54.0 m/ha. For begge typer nedbørfelt er spredningen svært stor med minimum < 0.5 m/ha og maksimum > 1300 m/ha. Men variansanalysen angir like gjennomsnitt med $p = .598 > \alpha$ og medianen er 20.1 m/ha for urbane nedbørfelt og 20.7 m/ha for naturlige. Begge medianene er tilnærmet like gjennomsnittsverdiene i tilleggsanalysene som er henholdsvis 19.0 m/ha og 18.4 m/ha før lukking.

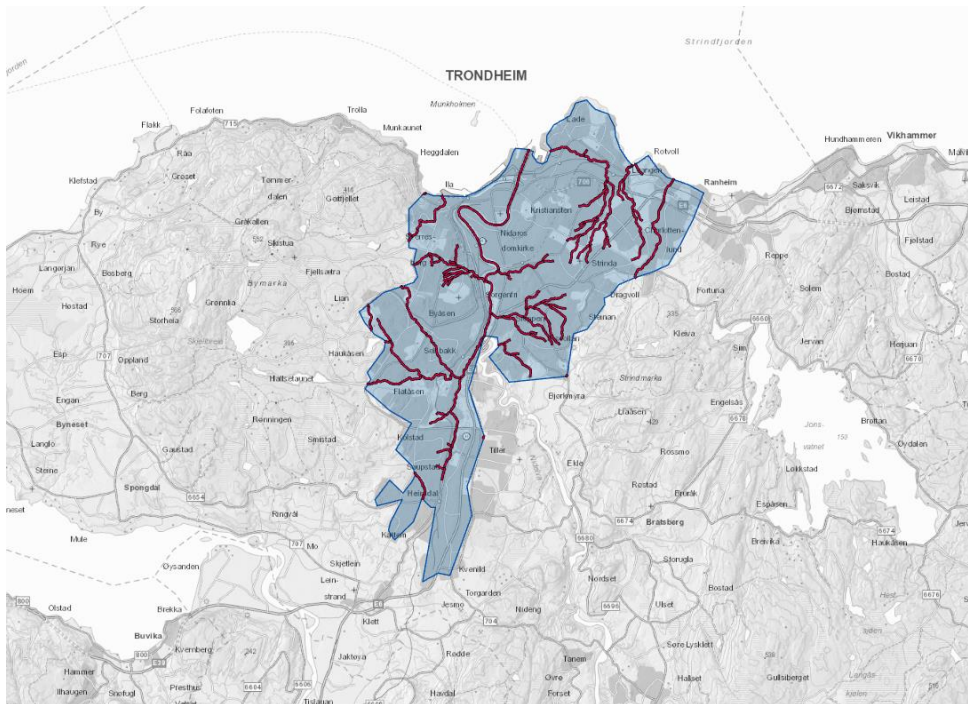
Etter at lukkede elver er klippet bort ses det tydelig hvordan elvenettet er kraftig redusert i tilleggsanalysenes urbane områder. I gjennomsnitt er elvenettets lengde redusert med nesten 67%, hvor reduksjonene i Oslo og Trondheim er henholdsvis 75% og 58%. Reduksjonene bør anses som grove estimater fordi det sannsynligvis er feilkilder relatert til elvenettskartet, den manuelle utklippingen og bakgrunnskartet brukt for å identifisere lukkede elver. Figur 4.7 og 4.8 for Oslo, og figur 4.9 og 4.10 for Trondheim, visualiserer reduksjonen i hoved- og sideelvene.



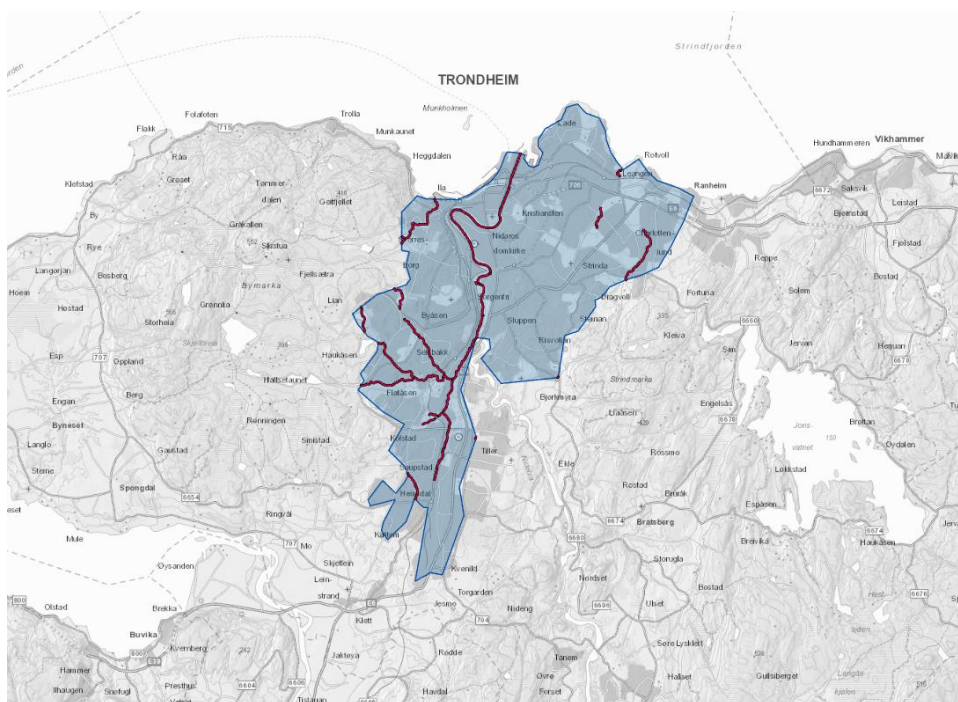
Figur 4.7: Elvenett i Oslo før lukking



Figur 4.8: Elvenett i Oslo etter lukking



Figur 4.9: Elvenett i Trondheim før lukking



Figur 4.10: Elvenett i Trondheim etter lukking

Ut fra disse resultatene er det vanskelig å tallfeste innsjøandeler og elvenettslengder generelt, for både definisjonen av nedbørfeltyper og hvilke områder som betraktes påvirker resultatene. Det er rimelig å anta stor lokal variasjon og at analyse av andre områder gir helt forskjellige resultater, men det er klart at urbane nedbørfelt og områder generelt kan preges av mye mindre innsjøandeler og kortere elvenett.

4.2.4 Avrenningslinjer

Avrenningslinjenes totale lengde og antall per areal, L_T og N_T , er mindre i urbane nedbørfelt. Gjennomsnittsverdi for L_T er 9.2% lavere i urbane felt, 653.5 m/ha mot 713.8 m/ha. For N_T er forskjellene veldig små, der urbane nedbørfelt har 5.1% lavere gjennomsnittsverdi. Variansanalysene gir $p < .001$ for L_T og N_T og tilleggsanalysens urbane områder har tilsvarende lavere verdier for begge parametere sammenlignet med omkringliggende naturområder. Men det bør bemerkes at dette gjelder for valgt detaljnivå og at resultatene ville vært annerledes om det for eksempel hadde blitt brukt en grenseverdi som hadde utelukket avrenningslinjer i RK1.

Når avrenningslinjenes lengder per areal analyseres isolert for L_{RK1} - L_{RK3} , er gjennomsnittene noe lavere i urbane nedbørfelt, henholdsvis 12.4%, 5.2% og 6.0%. Variansanalysene gir $p < \alpha$ for alle klassene, men resultatene for L_{RK3} avviker fra tilleggsanalysene som viser tilnærmet ingen forskjeller i L_{RK3} med prosentvise differanse $< 1\%$.

For å analysere avrenningslinjer i RK4 og RK5 er $A > 5$ hektar satt som kriterium for å sikre at nedbørfeltene har avrenningslinjer i klassene. I disse klassene har urbane nedbørfelt høyere gjennomsnittsverdier enn naturlige, der prosentvis differanse i L_{RK4} og L_{RK5} er henholdsvis 6.8% og 9.8%. Variansanalysene gir $p > \alpha$ for begge klasser, der $p = .083$ for L_{RK4} og $p = .285$ for L_{RK5} . Det bemerkes likevel at medianene i begge klasser er større for urbane felt og ligger nær gjennomsnittsverdiene i tilleggsanalysene. Gjennomsnittsverdiene i tilleggsanalysenes urbane områder er 6.5% høyere for L_{RK4} og 12.1% høyere for L_{RK5} .

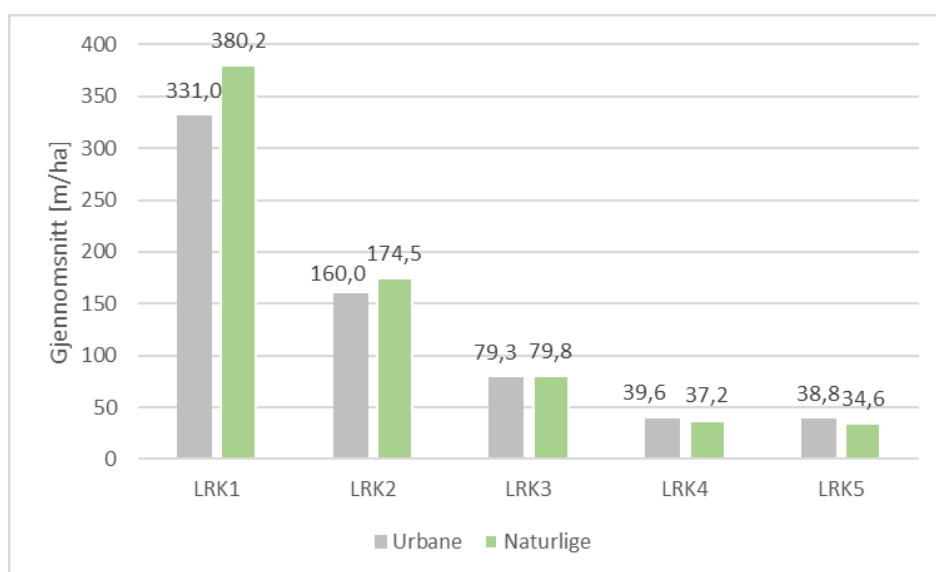
Det er minimale forskjeller i avrenningslinjenes antall per areal for N_{RK1} - N_{RK3} hvor urbane nedbørfelt har gjennomsnittsverdier som er henholdsvis 5.6%, 3.8% og 3.4% lavere enn naturlige. Resultatene for N_{RK1} - N_{RK3} samsvarer med tilleggsanalysene, men N_{RK4} og N_{RK5} er avvikende. Urbane nedbørfelt har høyere gjennomsnittsverdier for begge klasser, henholdsvis 7.4% og 9.4%, mens tilleggsanalysene ikke viser forskjeller.²³

Det tillegges ikke stor vekt at det er avvik mellom resultater fra nedbørfelt- og tilleggsanalysene. Avvikene er uansett små og det er forventet at avvik forekommer fordi nedbørfeltanalysene har mange flere områder som grunnlag og et mindretall felt kan medføre stor spredning i gjennomsnittsverdiene. Med utgangspunkt i medianene til nedbørfeltene og de prosentvise forskjellene mellom dem i hver klasser, ses det at medianverdiene er svært like tilleggsanalysenes

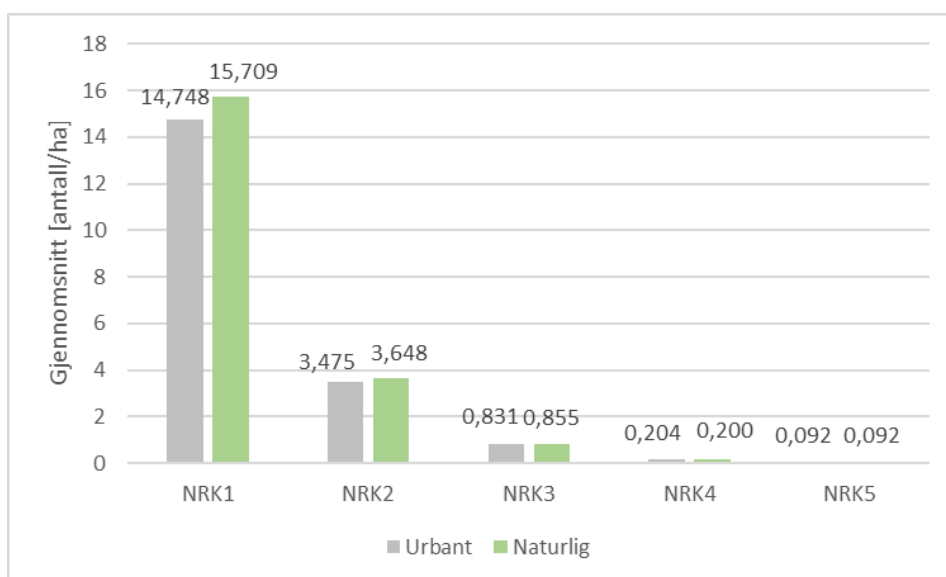
²³ Variansanalyser med p -verdier for N_{RK1} - N_{RK5} kan ses i vedlegg D.1.11 og D.1.12.

gjennomsnitt. Dessuten blir nedbørfeltene gjennomsnittsverdier også veldig like resultatene fra tilleggsanalysene hvis felt med store maksimalverdier ses bort fra. Derfor legges det til grunn at tilleggsanalysenes resultater er representative for nedbørfeltene.

Tilleggsanalysenes resultater for alle rangklasser vises i figur 4.11 og 4.12. Her ses det at avrenningslinjenes lengder og antall per areal minsker når rangen øker, noe som samsvarer med tidligere studier (Eze & Efiog, 2010; Moges & Bhole, 2015; Talling & Sowter, 1999). Et sentralt funn er at urbane nedbørfelt eller områder har lavere gjennomsnittsverdier i L_{RK1} og L_{RK2}, men litt høyere i L_{RK4} og L_{RK5}. Samtidig er forskjellene i N_{RK1}-N_{RK5} er svært små.



Figur 4.11: Avrenningslinjenes lengder per areal i alle rangklasser

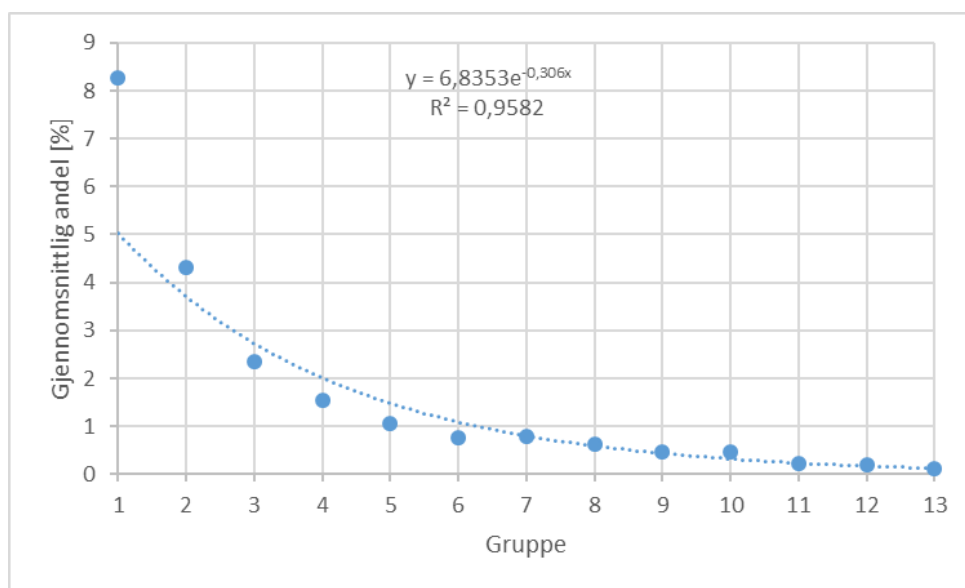


Figur 4.12: Avrenningslinjenes antall per areal i alle rangklasser

4.3 Regresjonsanalyser med naturlige nedbørfelt gruppert etter S_f

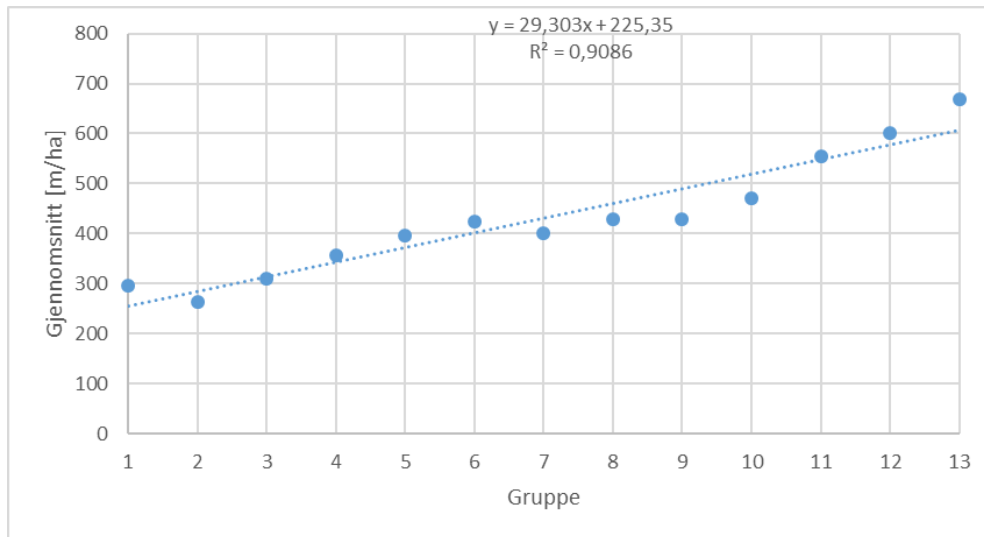
I sammenligningen av urbane og naturlige nedbørfelt ses det store topografiske forskjeller med blant annet ulik gjennomsnittlig helning. For å undersøke betydningen av helningsforhold er det gjennomført regresjonsanalyser med S_f og utvalgte parametere, der naturlige nedbørfelt er delt i underdatasett etter verdier for S_f . Totalt er det brukt 13 grupper med intervaller for S_f på fem. Feltene er sortert fra flate til bratte hvor første gruppe er felt som har S_f mellom 0-5%, i neste mellom 5-10% også videre til siste gruppe med intervall 60-65%. Analysegrunnlaget har få felt hvor $A > 5$ hektar og er derfor ikke tilstrekkelig til å gjennomføre regresjonsanalyser med avrenningslinjer i RK4 og RK5.

Regresjonsanalyse med S_f og andelen forsenkninger viser sterk negativ korrelasjon med $R^2 = 0.96$. Figur 4.13 viser at trendlinjen er eksponentiell og betyr at gjennomsnittlig andel forsenkninger synker raskt når helningen S_f øker i de første gruppene. Dette er i tråd med tidligere studier hvor det fremgår at vannmagasiners evne til å holde vann minker når helningen øker (Borselli & Torri, 2010). Merk at analysen gjelder for alle forsenkingsdybder > 0 da FK1 og FK2 er slått sammen. Dette er gjort fordi andelen forsenkninger i FK2 er svært liten.

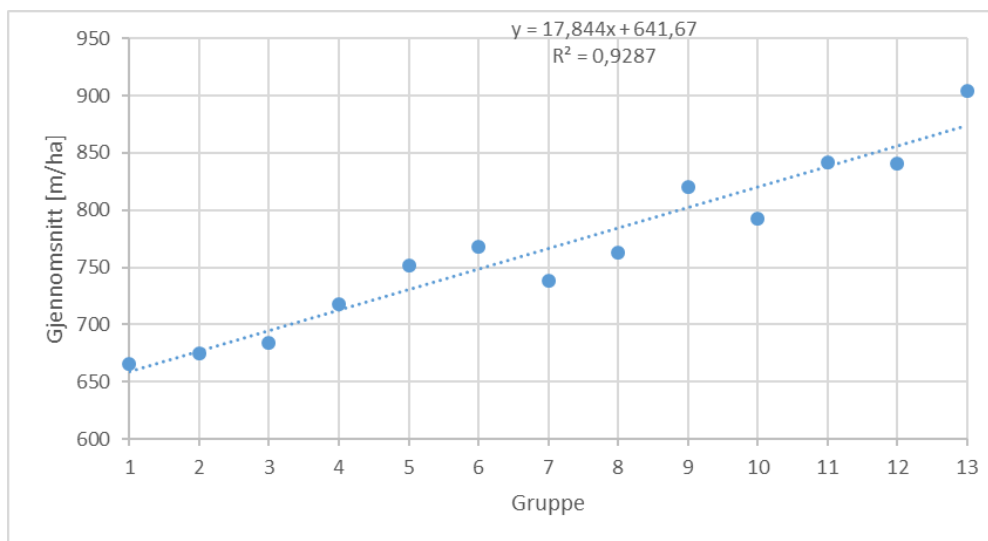


Figur 4.13: Trendlinje for S_f og andel forsenkninger

Figur 4.14 og 4.15 viser sammenhengen mellom S_f og parameterne L_f og L_T . Resultatene viser sterk positiv korrelasjon mellom S_f og L_f og at trendlinjen er lineær med $R^2 = 0.91$. Det samme gjelder for S_f og L_T hvor $R^2 = 0.93$. Dette betyr at verdiene for parameterne stiger når den gjennomsnittlige helningen øker.

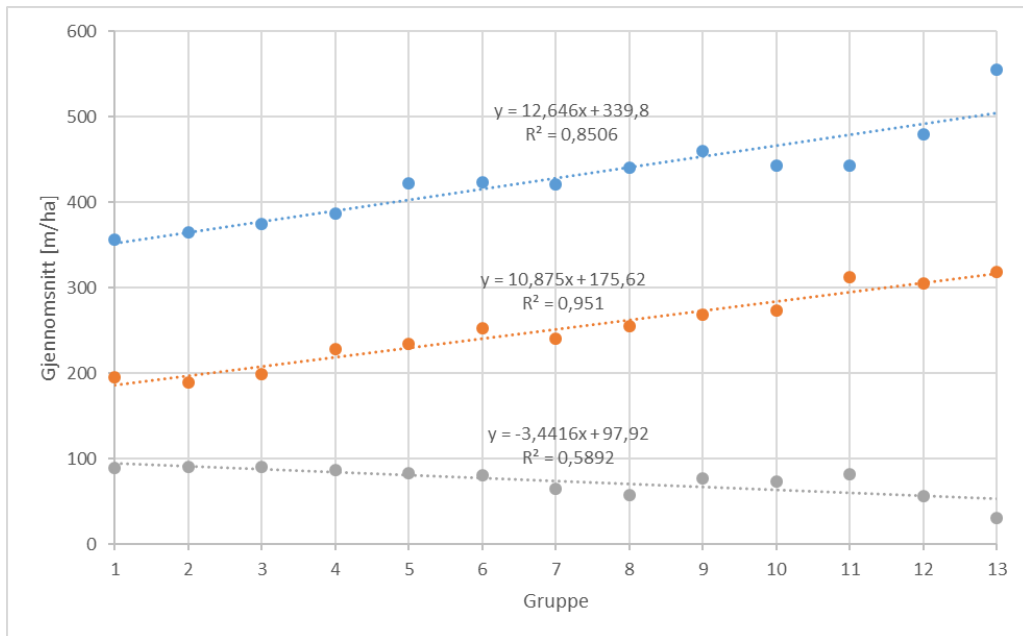


Figur 4.14: Trendlinje for S_f og L_f (feltlengde per areal)



Figur 4.15: Trendlinje for S_f og L_T (avrenningslinjenes totale lengde per areal)

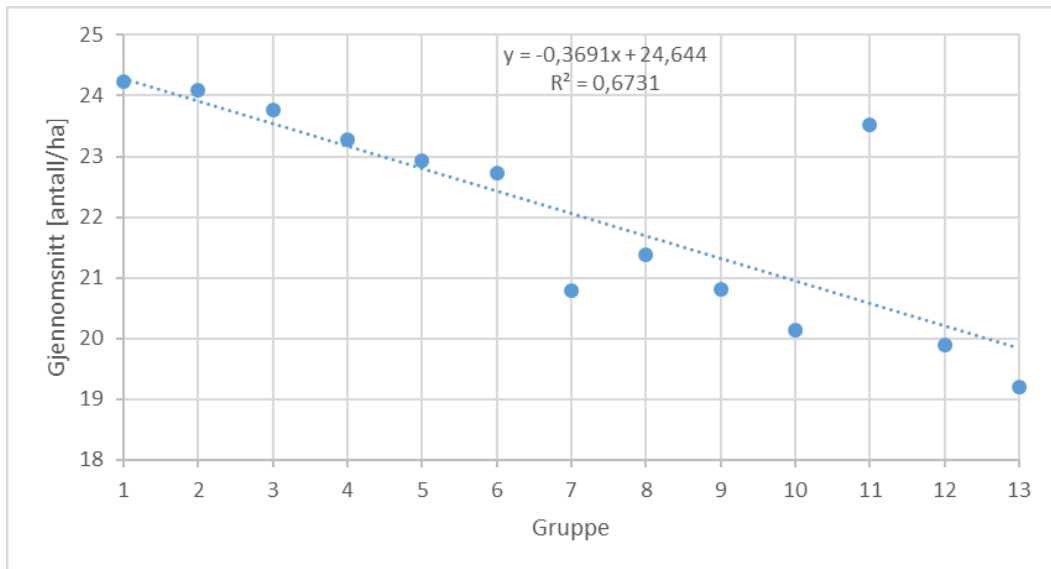
Når L_{RK1} - L_{RK3} analyseres isolert, som vist i figur 4.16, ses det at L_{RK1} (blått) og L_{RK2} (oransje) har sterk positiv korrelasjon med S_f hvor R^2 er henholdsvis 0.85 og 0.95, mens L_{RK3} (grått) korrelerer negativt. Trendlinjen for S_f og L_{RK3} har et lavt negativt stigningstall og svakere korrelasjon der $R^2 = 0.59$, men merk at korrelasjonen er mye sterkere i gruppe 1-6 hvor antallet nedbørfelt er mye høyere. Dette tilsier dette at utflating av terrengoverflaten medfører kortere lengder per areal i L_{RK1} og L_{RK2} , men noe lengre i L_{RK3} .



Figur 4.16: Trendlinjer for S_f og L_{RK1} , L_{RK2} og L_{RK3} (avrenningslinjenes lengde per areal i hver rangklasse) markert med henholdsvis blått, oransje og grått

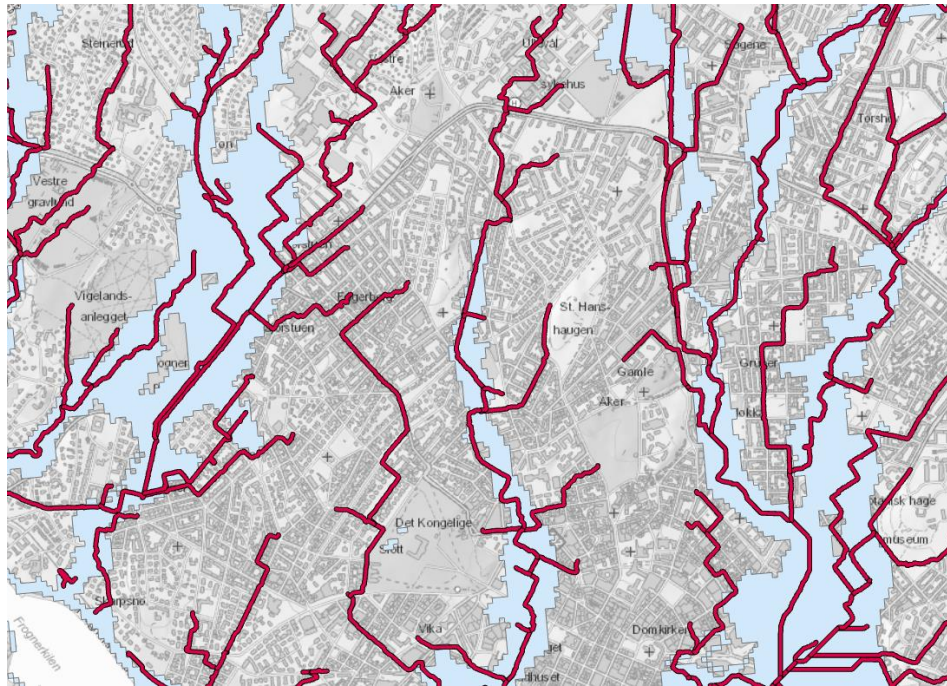
I figur 4.17 ses det at S_f korrelerer negativt med parameteren for avrenningslinjenes totale antall per areal, N_T , og at trendlinjen har et veldig lavt negativt stigningstall. Det tilsier at N_T endres minimalt og indikerer at S_f har liten påvirkning på nettverksstrukturens kompleksitet. Korrelasjonen er svakere med $R^2 = 0.67$ fordi gjennomsnittsverdien i gruppe 11 er spesielt avvikende. Høydedata og fordeling av helningsklasser i gruppen er sammenlignet med nabogruppene, men det kan ikke ses noen forskjeller som forklarer avviket.²⁴ Også her er korrelasjonen mye sterkere i de første gruppene. Det er gjennomført regresjonsanalyser med S_f og klassene N_{RK1} - N_{RK3} , og for N_{RK1} er korrelasjonen negativ med $R^2 = 0.68$. Det ser ut til at S_f korrelerer negativt med N_{RK2} og N_{RK3} , men verdiene for R^2 er svært lave.

²⁴ Se vedlegg D.2.4



Figur 4.17: Trendlinje for S_f og N_T (avrenningslinjenes totale antall per areal)

Sammenhengen mellom S_f og L_T understøttes av tidligere studier. Studier viser at korrelasjonen mellom terrengets helning og avrenningslinjenes lengder per areal gjerne er positiv fordi avstanden mellom kanaler formet av overvann er mindre under bratte forhold (Talling & Sowter, 1999). En annen forklaring er kanskje at brattere terreng er mer variert og bidrar til flere retningsendringer og dermed lengre linjesegmenter. Hva som er årsaken til at S_f og L_{RK3} korrelerer negativt er ikke avklart, men en mulig hypotese kan være at antallet linjesegmenter minker samtidig som avstandene mellom dem øker og medfører lavere konsentrasjon. Det er gjort funn som viser at kanaler kan få større avstand mellom i bratt terreng (Talling & Sowter, 1999). Dersom korrelasjonen mellom S_f og avrenningslinjer med enda høyere rang eller akkumulert tilrenningsareal også er negativ, tilsier det at avrenningslinjer som typisk forbindes med flomfare får økt konsentrasjon når helningen minker. Det fremgår tydelig av aktsomhetskart at faren for flom da blir større. I figur 4.18 er avrenningslinjer i RK5 lagt over NVEs aktsomhetskart for flom og viser hvordan områder med høyere konsentrasjon av avrenningslinjene er mer flomutsatt.

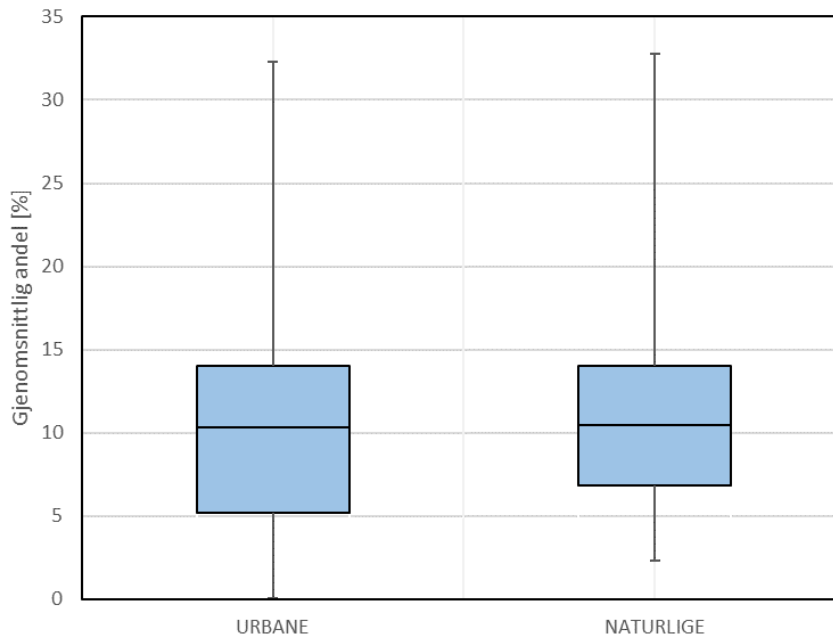


Figur 4.18: Avrenningslinjer i RK5 og aktsomhetskart for flom

4.4 Sammenligning av flate urbane og flate naturlige nedbørfelt

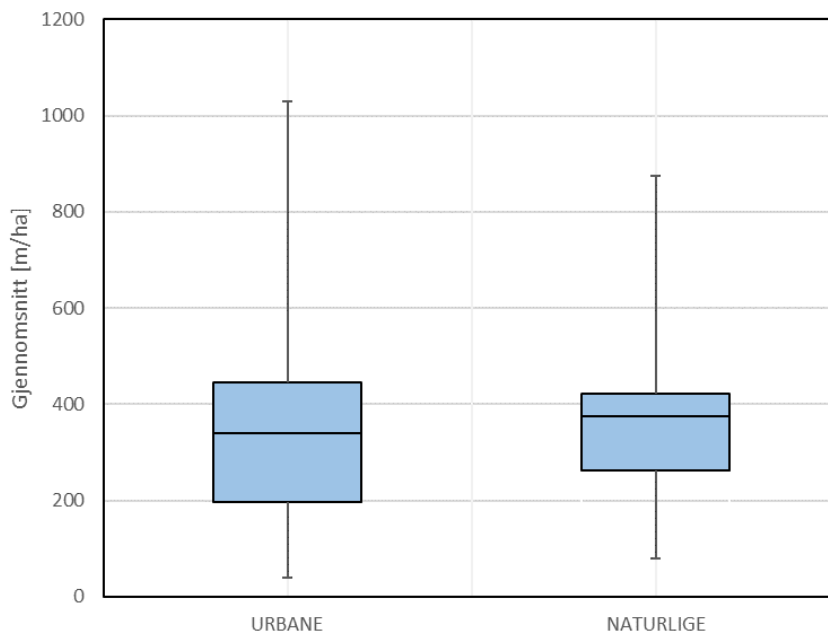
Regresjonsanalysene viser klare sammenhenger mellom den gjennomsnittlige helningen S_f , forsenkninger og parametere tilknyttet avrenningslinjene. For å sannsynliggjøre om fortetting også er medvirkende årsak til forskjeller, sammenlignes flate urbane og flate naturlige nedbørfelt med tilnærmet like topografiske forhold. Andel HK1 > 85% og $S_f < 5\%$ er satt som kriterier og det er 139 urbane og 32 naturlige nedbørfelt som utgjør analysegrunnlaget. En ulempe kan være at det er få naturlige nedbørfelt og når plasseringen ikke er kjent bør det tas høyde for at feltene ikke nødvendigvis er representative. Også her er ikke analysegrunnlaget tilstrekkelig til å gjøre sammenligninger med avrenningslinjer i RK4 og RK5.

Sammenlignes gjennomsnittsandelen forsenkninger i figur 4.19 er det tilnærmet ingen forskjeller da flate urbane felt har 10.3% og naturlige 10.5%. Variansanalysen gir $p = .888 > \alpha$ og angir like gjennomsnitt, men medianen for urbane felt litt høyere, 10.3% mot 9.0%. Likevel er det vanskelig å trekke slutning om at fortetting medvirker til høyere forsenkningsandeler. Det kan være forsenkninger i rastermodellene der det i realiteten ikke akkumuleres vann, for eksempel i områder med nivåforskjeller, og dette er ikke kontrollert.



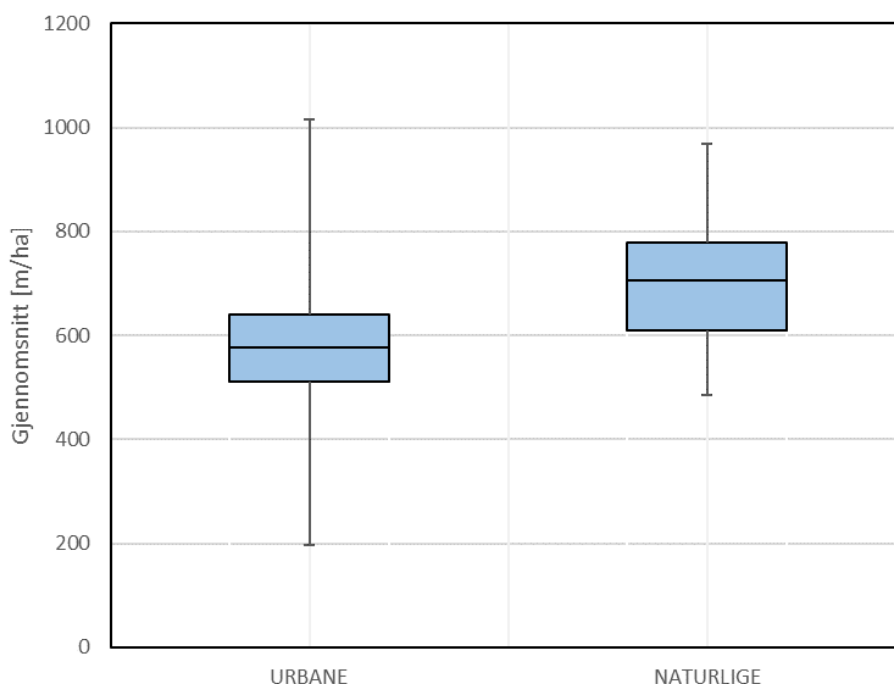
Figur 4.19: Variansanalyse for forsenkninger i flate nedbørfelt

Figur 4.20 viser at flate urbane nedbørfelt har omtrent 10% mindre gjennomsnittsverdi for feltlengder, 339.6 m/ha mot 374.3 m/ha, men gjennomsnittene er like ved valgt signifikansnivå med $p = .313 > \alpha$ er. Spredningen er stor og hvis medianene sammenlignes er medianen for flate urbane felt omtrent 12% lavere, 325.0 m/ha mot 363.8 m/ha, og styrker grunnlaget om at fortetting medvirker til kortere feltlengder.



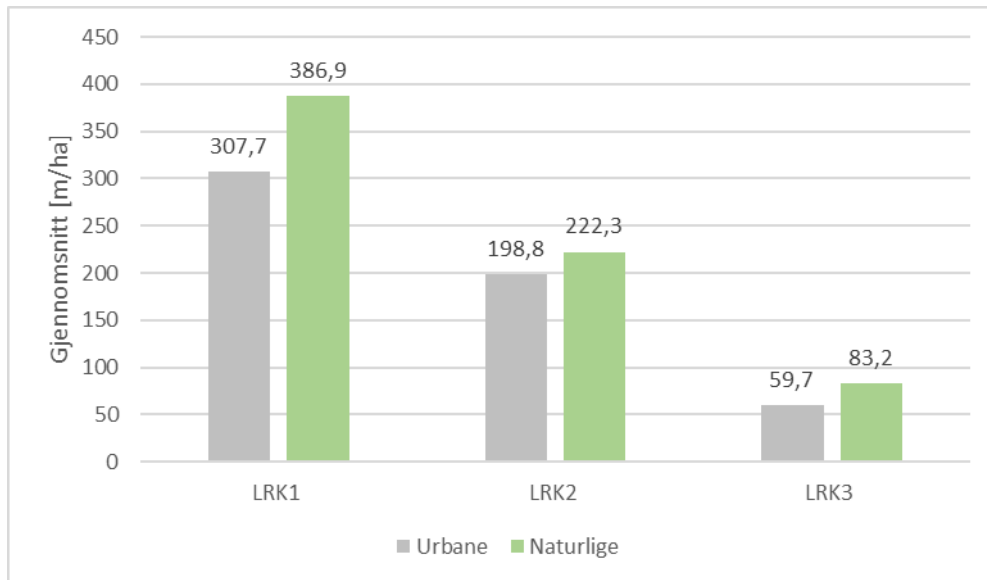
Figur 4.20: Variansanalyse for L_f i flate nedbørfelt

Resultater for avrenningslinjenes totale lengde per areal i figur 4.21 viser at flate urbane nedbørfelt har omtrent 22% mindre gjennomsnittsverdi, 576.7 m/ha mot 705.1 m/ha. Medianene har tilsvarende prosentvis differanse og gjennomsnittene er ulike ved valgt signifikansnivå med $p < .001$.



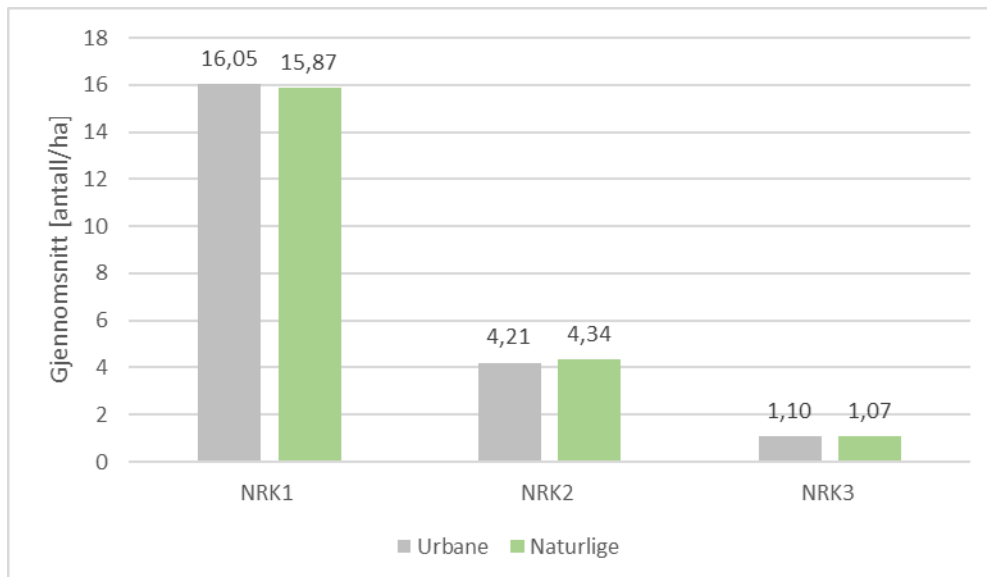
Figur 4.21: Variansanalyse for L_T i flate nedbørfelt

Flate urbane nedbørfelt har mindre gjennomsnittsverdier for L_{RK1} - L_{RK3} med prosentvise differanser på henholdsvis 25.7%, 11.8% og 39.4%. Gjennomsnittene er ulike for valgt signifikansnivå i L_{RK1} og L_{RK3} med $p < \alpha$, men like i L_{RK2} med $p = .234 > \alpha$. Men også medianene i flate urbane felt er tydelig mindre i klassene med prosentvise differanser på henholdsvis 16.9%, 21.3% og 64.2%. På grunn av spredningen kan det argumenteres for at medianene er bedre sentralmål og at fortetting medvirker til forskjellene. Det betyr at avrenningslinjene får kortere lengder og kan relateres til lavere konsekstrasjonstid og dermed også høyere intensitet og økt maksimal vannføring (Chin, 2013; Ødegaard, 2014). Det er ikke fastslått hvorfor gjennomsnittene er mindre, men en mulig forklaring kan være forskjeller i avrenningsmønsteret. Avrenningslinjer i urbane områder generelt fremstår som mindre meanderende og preges av mange strake linjesegmenter. Figur 4.22 viser resultatene for L_{RK1} - L_{RK3} .



Figur 4.22: Lengder per areal for L_{RK1} - L_{RK3} i flate nedbørfelt

Resultater for avrenningslinjenes totale antall per areal, N_T , og klassene N_{RK1} - N_{RK3} viser tilnærmet ingen forskjeller mellom nedbørfeltene. Prosentvise differanser mellom både gjennomsnittsverdier og medianer er svært små, og samtlige variansanalyser angir like gjennomsnitt med $p > \alpha$, noe som indikerer at fortetting har marginal påvirkning på kompleksiteten til nettverksstrukturen. Figur 4.23 viser resultatene for N_{RK1} - N_{RK3} .

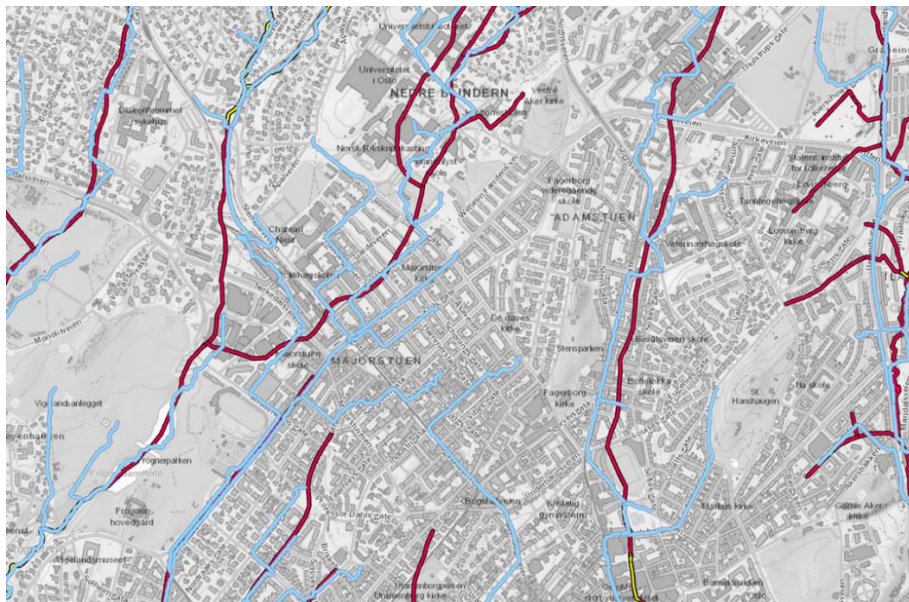


Figur 4.23: Antall per areal for N_{RK1} - N_{RK3} i flate nedbørfelt

4.5 Resultatenes betydning

Gjennom første delproblemstilling har forskjeller i parameterne for terrengoverflaten og avrenningslinjer blitt kvantifisert. Dette er deskriptive resultater som karakteriserer urbane og naturlige nedbørfelt, og anses som viktige for å bedre forstå mulige konsekvenser av fortetting. Sammenlignet med naturlige nedbørfelt har urbane felt andre helningsforhold, kan ha mye mindre innsjøandeler og kortere elvenett, og dermed helt andre forutsetninger for vannbalanse og vanntransport.

Et viktig funn er at avrenningslinjer med høy rang i gjennomsnitt er lengre per areal i urbane nedbørfelt. Det betyr at konsentrasjonen av store avrenningslinjer er høyere og øker flomfaren. Ses resultatene i sammenheng med tilleggsanalysene og figur 2.4 om tretrinnsstrategien, som inkluderer trinn 0 (planlegging) og 4 (vassdrag), belyses viktige utfordringer. Tilleggsanalysene viser at mye av elvenettet, som tidligere har gått i åpne og meanderende vannveier, er lagt i strake rør. Det kan forbindes med kapasitetsproblemer, kortere konsentrasjonstider, høyere intensitet og følgelig høyere maksimal vannføring. Under store nedbørhendelser der rørkapasiteten ikke er tilstrekkelig, tvinges avrenningslinjene langs veinettet når de naturlige flomveiene er borte, noe som understreker viktigheten av å unngå elvelukking og i tidlig planleggingsfase vurdere å utnytte veinettet som midlertidige flomveier. Nyere studier understøtter at det er mulig å bruke veier som midlertidige flomveier under riktige forhold (Skrede et al., 2020), og dermed kan det i fremtidige planer også vurderes om dyre tiltak i trinn 2 (fordrøyning) kan forflyttes til trinn 3 (trygge flomveier). Figur 4.24 illustrerer hvordan avrenningslinjer i RK5, som typisk forbindes med flomproblematikk, kunne blitt ledet ut i et åpent elvenett - men i stedet går langs veiene.



Figur 4.24: Lukket elvenett (rødt), avrenningslinjer i RK5 (blått), åpent elvenett (gult)

Gjennom regresjonsanalysene og sammenligningen av flate nedbørfelt er det avdekt hvilke parametere som påvirkes mest av helningsforhold og fortetting. I praktisk sammenheng kan resultatene bevisstgjøre beslutningstakere og utbyggere om hvilken effekt ulike inngrep i terrengoverflaten har, og dermed utnyttes i planer for å minske negative virkninger av fortetting. Videre er det lagt et bredt kunnskapsgrunnlag, som var et av oppgavens fremste mål, for videre arbeid om hvordan man i urbane områder kan hente inspirasjon fra naturen for å sikre åpne vannveier og forsvarlig overvannshåndtering.

4.6 Forslag til videre arbeid

Elvenettet i urbane områder kan være kraftig redusert og mange av de naturlige vannveiene til recipient er lagt i rør. Funn i denne oppgaven viser at de største avrenningslinjene har større konsentrasjon i urbane områder og understreker viktigheten av å utnytte veinettet. I videre arbeid foreslås det å avdekke hvordan eksisterende og eventuelt nytt veinett kan utnyttes bedre som midlertidige flomveier, hvilke kriterier som bør legges til grunn ved utformingen og hvilke muligheter det er for å forflytte tiltak i tretrinnsstrategien slik at kostnader kan reduseres.

I utviklingsarbeidet med modellen lyktes det ikke å integrere verktøy og koder for å kvantifisere avrenningsmønsteret mer detaljert. Nettverksstrukturens kompleksitet i urbane og naturlige områder fremstår nokså lik, men avrenningsmønsteret i urbane områder generelt ser ut til å ha flere strake linjesegmenter og mange skarpe knekkpunkter. Dersom forskjeller i avrenningsmønsteret kvantifiseres mer detaljert kan det tenkes at dette har betydning for planlegging av overvannstiltak, og videre arbeid om dette kan heve kunnskapsnivået ytterligere.

Resultatene fra regresjonsanalysene med S_f og L_{RK3} viser at korrelasjonen er negativ til forskjell fra L_{RK1} og L_{RK3} . Analysegrunnlaget var ikke tilstrekkelig til å gjennomføre regresjonsanalyser med de største avrenningslinjene og det foreslås å avdekke hvordan også disse påvirkes av helningsforhold. Parameteren S_f er svært generell og i videre arbeid kan mer detaljerte modeller, som for eksempel kvantifiserer konkave og konvekse forhold, brukes for å avdekke flere sammenhenger mellom terrengoverflatens forhold og avrenningslinjer.

Strahlers metode og bruk av grenseverdier for rang er brukt for å modellere avrenningslinjer. Det finnes lignende metoder som bruker rang, men med andre forutsetninger for når rangen øker nedstrøms. Et vanlig alternativ er å bruke grenseverdier for akkumulert tilrenningsareal og klassifisere avrenningslinjene etter kjente intervaller for akkumuleringsverdiene. Det foreslås derfor å kartlegge om det er større unøyaktigheter og feilkilder tilknyttet bruk av rang, noe som kan ha praktisk nytte i utforming av modeller.

Det er sannsynliggjort at fortetting kan påvirke flere parametere, men sammenligningsgrunnlaget består av få flate naturlige nedbørfelt og er en kilde til usikkerhet. I videre arbeid bør det gjøres flere sammenligninger for å undersøke konsekvensene av fortetting nærmere. Det finnes DTM-filer før og etter gjennomførte byggeprosjekter, og ved å gjøre direkte sammenligninger før og etter utbygging kan flere konsekvenser avdekkes.

4.7 Evaluering av svakheter

Gjennom arbeidet med oppgaven er flere svakheter identifisert. Som nevnt i metodekapittelet, er bruk av nedbørfelt fordelaktig ved at felt kan grupperes etter gitte egenskaper, men definisjonen av nedbørfelttypene gir potensielle problemer. Nedbørfeltene er små, plasseringen er ikke kjent og mange felt utelukkes fra analysegrunnlaget. Videre kan enkelte nedbørfelt medføre stor spredning og gjennomsnittsverdier kan bli misvisende. Dette er likevel løst ved å se gjennomsnittsverdier i sammenheng med andre spredningsmål, variansanalyser og tilleggsanalyser.

Rastermodellene inkluderer ikke grunnens infiltrasjonsegenskaper, ledningsnett, veier, bygninger eller andre overflateelementer og kan derfor ha store avvik sammenlignet med virkelige avrenningsforhold. Selv små forhøyninger og forsenkninger som fortaus- og grøftekanter kan føre til store retningsendringer som ikke nødvendigvis skjer i modellene. Alle forsenkninger er også fylt igjen og det akkumuleres ikke vann i modellene slik som i virkeligheten. Videre er *Strahlers metode* brukt for å modellere avrenningslinjene og det kan ikke utelukkes at metoden medfører unøyaktigheter når nedbørfelt sammenlignes.

Fordi rangen kun øker når to linjesegmenter av samme rang møtes i et forgreningspunkt, kan det tenkes at lokale forhold gjør at avrenningslinjer i samme klasse har helt forskjellige akkumuleringsverdier når ulike nedbørfelt sammenlignes. En tidligere studie av over 2000 nedbørfelt fant at *Strahlers metode* var overraskende god for å anslå nedbørfeltens størrelser og avstand til resipient, men bemerker at større avvik kan forekomme. Det er vanskelig å overføre betydningen av dette til oppgaven da studien omhandler mye større nedbørfelt, men det antas at metoden ikke medfører større feil i oppgavens sammenheng fordi analysegrunnlaget består av veldig mange små felt. Samtidig nevner studien at også sammenligning av avrenningslinjer med kjent intervall for akkumulert tilrenningsareal kan være misvisende fordi kanalers tverrsnittsareal og vannstand ikke tas hensyn til, noe som er en generell svakhet med GIS (Hughes et al., 2010).

5 Konklusjon

Ved å sammenligne urbane og naturlige nedbørfelt er det tallfestet hvordan urbane felt ligger mye lavere i terrenget og preges av flatere helningsforhold. Helningsklassene HK1-HK6 og parameteren S_f for gjennomsnittlig helning brukes for å beskrive helningsforholdene. I urbane nedbørfelt er gjennomsnittlig andel HK1 (0-5 grader) omtrent 55% mot 21% i naturlige, mens S_f er 8.4% mot 17.7%. Videre har urbane nedbørfelt betydelig lavere innsjøandeler, men bruk av nedbørfeltinndeling og hvordan feltene defineres påvirker resultatene. Elvenettets lengde i tilleggssanalysenes urbane områder er redusert med nesten 67% og forholdet mellom innsjøandeler i de urbane og naturlige områdene er omtrent 1/7.

Avrenningslinjer er delt i rangklassene RK1-RK5 etter relative størrelser fra minst til størst. Sammenlignet med naturlige nedbørfelt har urbane felt noe høyere konsentrasjon av de største avrenningslinjene og kan relateres til økt flomfare. Samtidig er det veldig små forskjeller i avrenningslinjenes totale antall per areal, N_T , og indikerer nokså lik kompleksitet i nettverksstrukturen. Regresjonsanalysene viser at S_f har mindre betydning for N_T , men påvirker resterende parametere i stor grad. S_f har sterk negativ korrelasjon med andelen forsengkninger, mens korrelasjonen med feltlengder og avrenningslinjenes totale lengde per areal, L_f og L_T , er sterk positiv. Sammenligningen av flate nedbørfelt sannsynliggjør at fortetting har marginal påvirkning på andelen forsengkninger og antallet avrenningslinjer, men flate urbane nedbørfelt har omtrent 10% mindre gjennomsnittsverdier for L_f og 22% mindre for L_T , og kan forbindes med kortere konsentrasjonstid og økt maksimal vannføring.

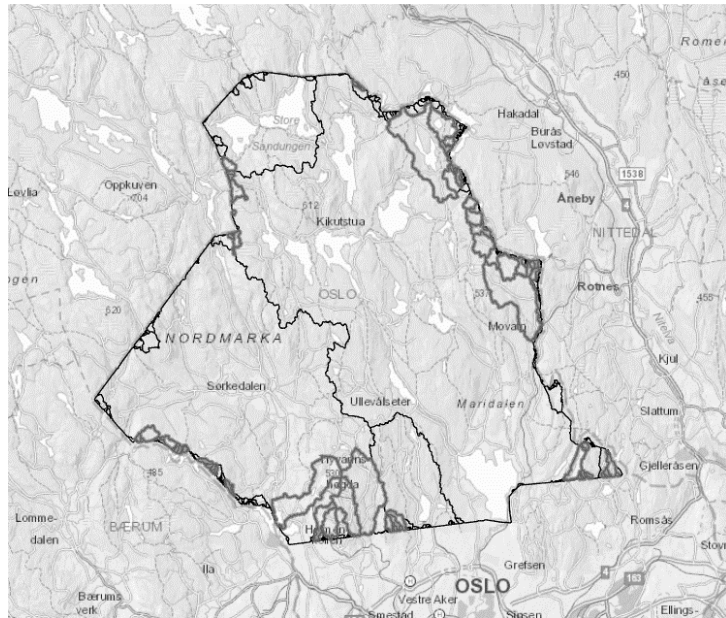
Resultatene beskriver hvordan urbane nedbørfelt har helt andre forutsetninger for vannbalanse og vanntransport. Urbane nedbørfelt har lavere innsjøandeler, kortere feltlengder og høyere konsentrasjon av de største avrenningslinjene samtidig som store deler av de naturlige vannveiene kan være lagt i rør. Dette understreker viktigheten av å unngå elvelukking og i tidlig planleggingsfase vurdere mulighetene til å utnytte veinettet som midlertidige flomveier og forflytte dyre tiltak i trinn 2 (fordrøyning) til 3 (trygge flomveier) i tretrinnsstrategien. Når det er identifisert hvilke parametere som påvirkes mest av helningsforhold og fortetting, kan dette utnyttes i planer av beslutningstakere og utbyggere for å minske negative virkninger av fortetting. Samtidig er det lagt et viktig kunnskapsgrunnlag for videre arbeid om hvordan man i urbane områder kan bruke naturen som læringskilde for å sikre åpne vannveier og forsvarlig overvannshåndtering - i tråd med kravene i SPR for klima- og energiplanlegging og klimatilpasning.

6 Referanser

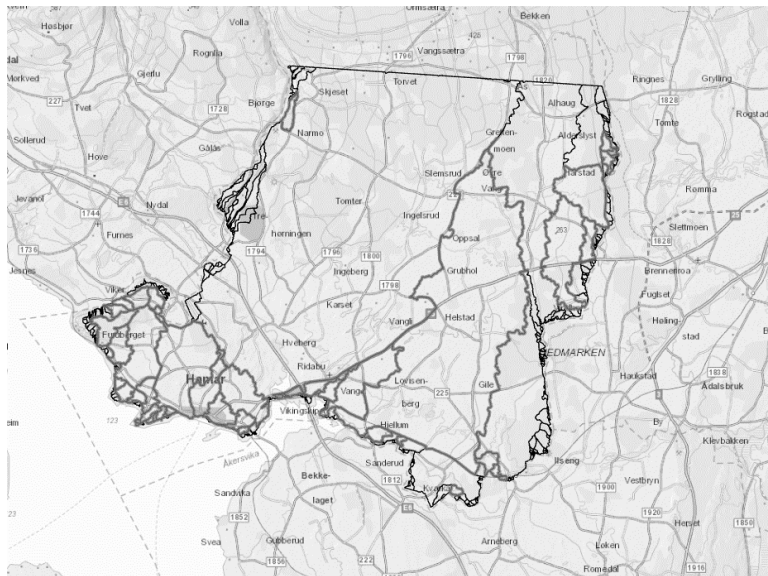
- Borselli, L. & Torri, D. (2010). *Soil roughness, slope and surface storage relationship for impervious areas*. Journal of Hydrology. Italia: Research Institute for Geo-Hydrological Protection.
- Bratlie, R. (2015). *Beregning av flomveier med eksempler på bruk i kommunal forvaltning*. Kart og Plan. Ås.
- Chin, D. A. (2013). *Water-Resources Engineering*. 3 utg.: Pearson Education.
- Dick, Ø. B. (2015). *Geografisk informasjonssystem*. Tilgjengelig fra: https://snl.no/geografisk_informasjonssystem (lest 23.03.2020).
- Dingman, S. L. (2014). *Physical Hydrology*. USA: Waveland Press, Inc.
- ESRI. (2016). *FAQ: What is the difference between the Basin and Watershed tools from the Spatial Analyst toolbox?* Tilgjengelig fra: <https://support.esri.com/en/technical-article/000012352> (lest 15.02.2020).
- ESRI. (2020a). *Basin (Spatial Analyst)*. Tilgjengelig fra: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/basin.htm> (lest 08.02.2020).
- ESRI. (2020b). *How Fill works*. Tilgjengelig fra: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/how-fill-works.htm> (lest 08.02.2020).
- ESRI. (2020c). *How Flow Accumulation works*. Tilgjengelig fra: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/how-flow-accumulation-works.htm> (lest 08.02.2020).
- ESRI. (2020d). *How Flow Direction works*. Tilgjengelig fra: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/how-flow-direction-works.htm> (lest 08.02.2020).
- ESRI. (2020e). *How Stream Order works*. Tilgjengelig fra: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/how-stream-order-works.htm> (lest 08.02.2020).
- ESRI. (2020f). *How Stream to Feature works*. Tilgjengelig fra: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/how-stream-to-feature-works.htm> (lest 09.02.2020).
- ESRI. (2020g). *How Watershed works*. Tilgjengelig fra: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/how-watershed-works.htm> (lest 08.02.2020).
- ESRI. (2020h). *How Zonal Statistics works*. Tilgjengelig fra: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/h-how-zonal-statistics-works.htm> (lest 09.02.2020).
- ESRI. (2020i). *Summarize Within (GeoAnalytics)*. Tilgjengelig fra: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/big-data-analytics/summarize-within.htm>.
- ESRI. (2020j). *What is ModelBuilder?* Tilgjengelig fra: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/analyze/modelbuilder/what-is-modelbuilder.htm> (lest 05.03.2020).
- Eze, E. & Efiog, J. (2010). *Morphometric Parameters of the Calabar River Basin: Implication for Hydrologic Processes*. Journal of Geography and Geology.
- Hansen, T. (2018). *Norges offentlige utredninger (NOU)*. Tilgjengelig fra: [https://snl.no/Norges_offentlige_utredninger_\(NOU\)](https://snl.no/Norges_offentlige_utredninger_(NOU)) (lest 09.12.2019).
- Harstveit, K. (2016). *Duggpunkt: Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/duggpunkt> (lest 10.12.2019).
- Hartemink, A. E. & McBratney, A. B. (2009). *Geomorphometry: Concepts, Software, Applications* 1utg. Developments in Soil Science. Nederland, Amsterdam: Elsevier B.V.
- Hendriks, M. R. (2010). *Introduction to Physical Hydrology*: Oxford University Press.

- Hughes, R. M., Kaufmann, P. R. & Weber, M. H. (2010). *National and Regional Comparisons Between Strahler Order and Stream Size*. . Journal of the North American Benthological Society. USA.
- IPCC. (2013). *CLIMATE CHANGE 2013. The Physical Science Basis. Summary for Policymakers, Technical Summary and Frequently Asked Questions*. Cambridge: Cambridge University Press.
- IPCC. (2019). *About the IPCC*. Tilgjengelig fra: <https://www.ipcc.ch/about/> (lest 09.12.2019).
- Kartverket. (2019a). *Høydedata og terrengmodeller for landområdene*. Tilgjengelig fra: <https://www.kartverket.no/data/hoydedata-og-terrengmodeller/> (lest 23.03.2020).
- Kartverket. (2019b). *Om nasjonal detaljert høydemodell (NDH)*. Tilgjengelig fra: <https://www.kartverket.no/Prosjekter/Nasjonal-detaljert-hoydemodell/om-nasjonal-detaljert-hoydemodell/> (lest 23.03.2020).
- Lovdata. (2018). *Statlige planretningslinjer for klima- og energiplanlegging og klimatilpasning*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2018-09-28-1469> (lest 09.12.2019).
- Marsh, W. M. (2005). *Landscape Planning: Environmental Applications*. 4 utg. University of Michigan: John Wiley & sons.
- Miljødirektoratet. (2018). *FNs klimapanel (IPCC)*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/klima/fns-klimapanel-ipcc/> (lest 09.12.2019).
- Miljødirektoratet. (2019). *Klimatilpasning i vann og avløpsektoren*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/myndigheter/klimaarbeid/klimatilpasning/klimatilpasning-i-sektorer/vann-og-avlop/> (lest 14.12.2019).
- Moges, G. & Bhole, V. (2015). *Morphometric Characteristics and the Relation of Stream Orders to Hydraulic Parameters of River Goro: An Ephemeral River in Dire-dawa, Ethiopia*. Universal Journal of Geoscience 3(1): 13-27, 2015. . India: University College of Sciences, Department of Geography and Geo-informatics, Osmania University.
- NGU. (2018). *Vannets kretsløp*. Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/grunnvanninorge/alt-om-grunnvann/generelt-om-grunnvann/vannets-kretslop> (lest 11.12.2019).
- NIBIO. (2017). *Presentasjonsregler: AR50*
- NOU. (2015). *Overvann i byer og tettsteder - Som problem og ressurs*. Oslo: Departementenes sikkerhets- og serviceorganisasjon.
- NOU. (2018). *Klimarisiko og norsk økonomi*. Oslo: Departementenes sikkerhets- og serviceorganisasjon
- NVE. (2015). *Elvenettverk / ELVIS*. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/karttjenester/kartdata/vassdragsdata/elvenettverk-elvis/> (lest 15.04.2020).
- NVE. (2020). *Nedlasting av fagdata fra NVE*. Tilgjengelig fra: <https://nedlasting.nve.no/gis/> (lest 01.02.2020).
- Paus, K. H. (2019). *Vassdrag vs. Overvann*: Presentasjon på seminar i Norsk Vannforening 15.oktober 2019.
- Pedersen, B. (2018). *Sublimasjon*: Store norske leksikon Tilgjengelig fra: <https://snl.no/sublimasjon> (lest 11.12.2019).
- Regjeringen. (2019). *Statlige planretningslinjer (SPR)*. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/tema/plan-bygg-og-eiendom/plan--og-bygningsloven/plan/statlige-planoppgaver/statlige-planretningslinjer-spr/id664274/> (lest 10.12.2019).
- Skrede, T. I., Muthanna, T. M. & Alfredsen, K. (2020). *Applicability of urban streets as temporary open floodways*. Hydrology Research.

- Solbjørg, E., Heggem, F., Mathisen, H. & Frydelund, J. (2019). *AR50 – Arealressurskart i målestokk 1:50 000. Et heldekkende arealressurskart for jord- og skogbruk*, 118. Norge: NIBIO.
- Solum, M. U. & Syrstad, R. (2018). *Flommen kommer - En planleggingsmetode for klimatilpasset overvannshåndtering i norske byer og tettsteder*: Ås.
- Talling, P. J. & Sowter, M. J. (1999). *Drainage density on progressively tilted surfaces with different gradients, Wheeler Ridge, California*. *Earth Surface Processes and Landforms*. England.
- Tollan, A. (2019). *Vannets kretsløp i naturen*: Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: https://snl.no/vannets_kretsl%C3%B8p_i_naturen (lest 11.12.2019).
- Vann- og avløpsetaten. (2017). *Overvannshåndtering - en veileder for utbygger*: Oslo kommune.
- Wang, Z., Li, Z., Xu, M. & Yu, G. (2016). *River Morphodynamics and Stream Ecology of the Qinghai-Tibet Plateau*: CRC Press/Balkema.
- Ødegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk*. 2 utg.: Norsk Vann.



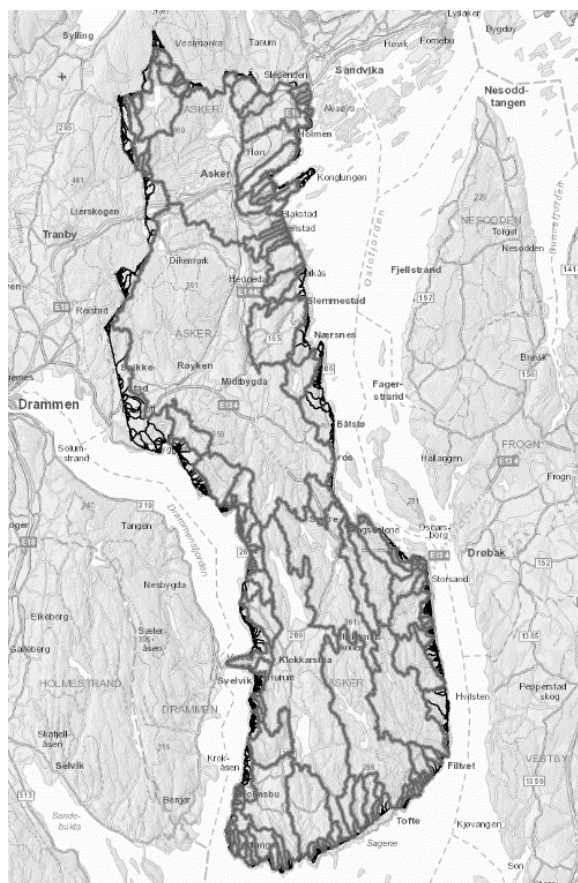
A.1.2 Hamar



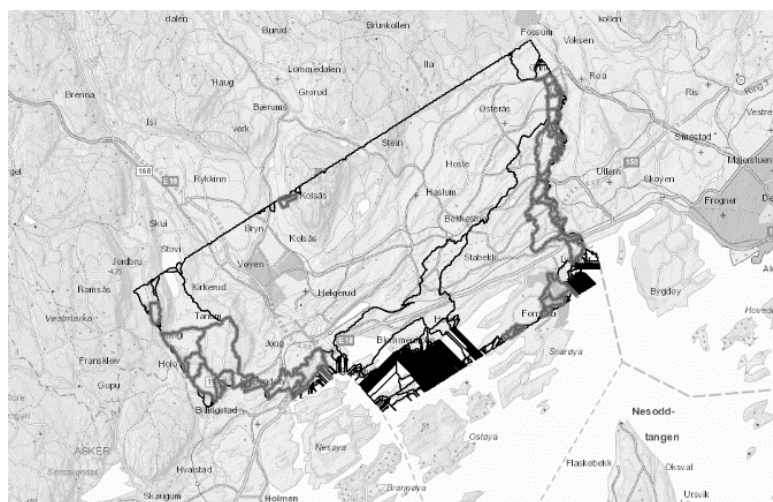
A.1.3 Nesodden

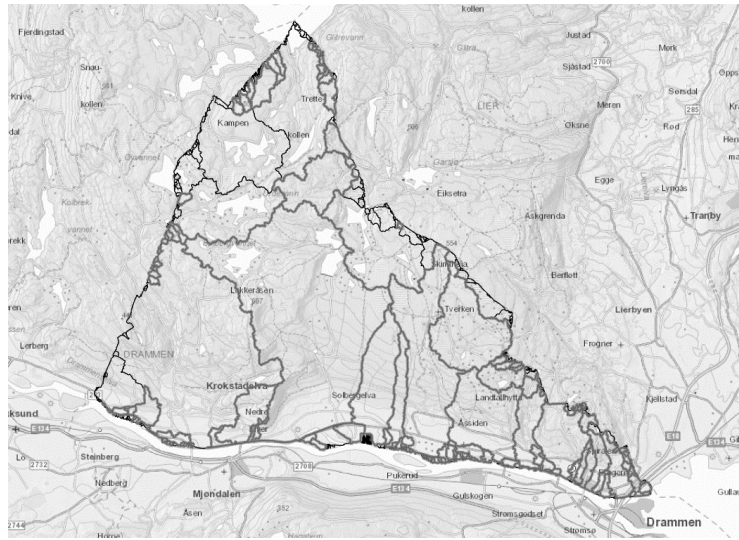


A.1.4 Asker

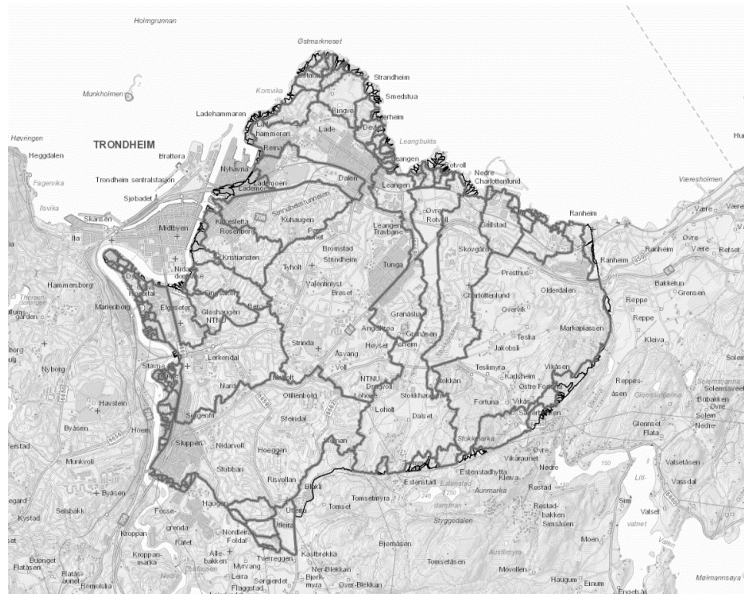


A.1.5 Bærum

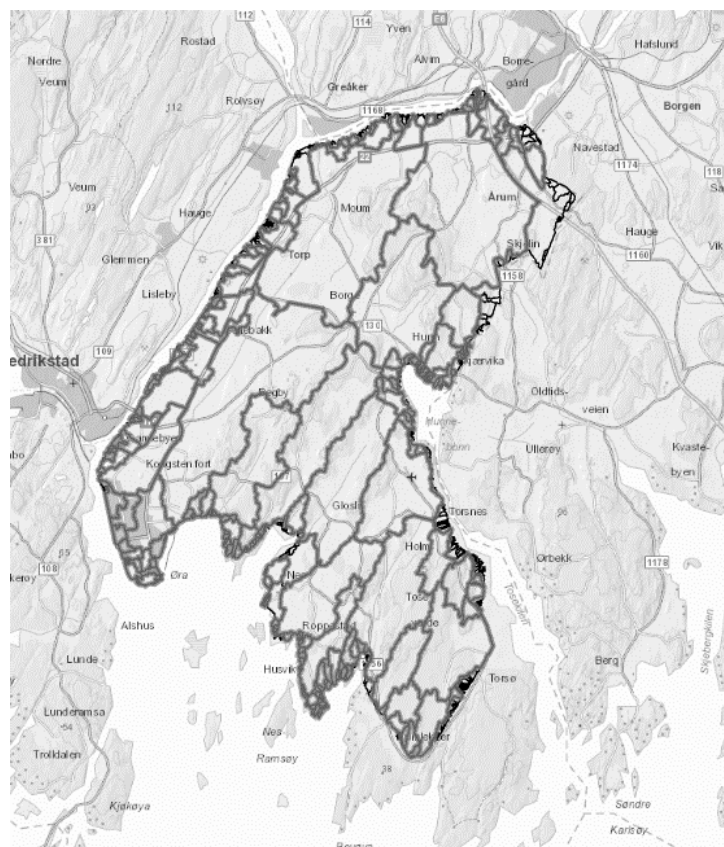




A.1.8 Trondheim



A.1.9 Fredrikstad



Vedlegg B

B.1 Innstillinger for nedlastning DTM-filer

Utvalgte kommuner	Oslo, Hamar, Nesodden, Asker, Bærum, Drammen, Ås, Trondheim og Fredrikstad
Produkt	Høydemodell
Type	Nasjonal høydemodell
Datasett	DTM 1
Filformat	GeoTIFF
Kompresjonsmetode	LZ77
Koordinatsystem	Som datasett
Filoppdeling	Som datasett

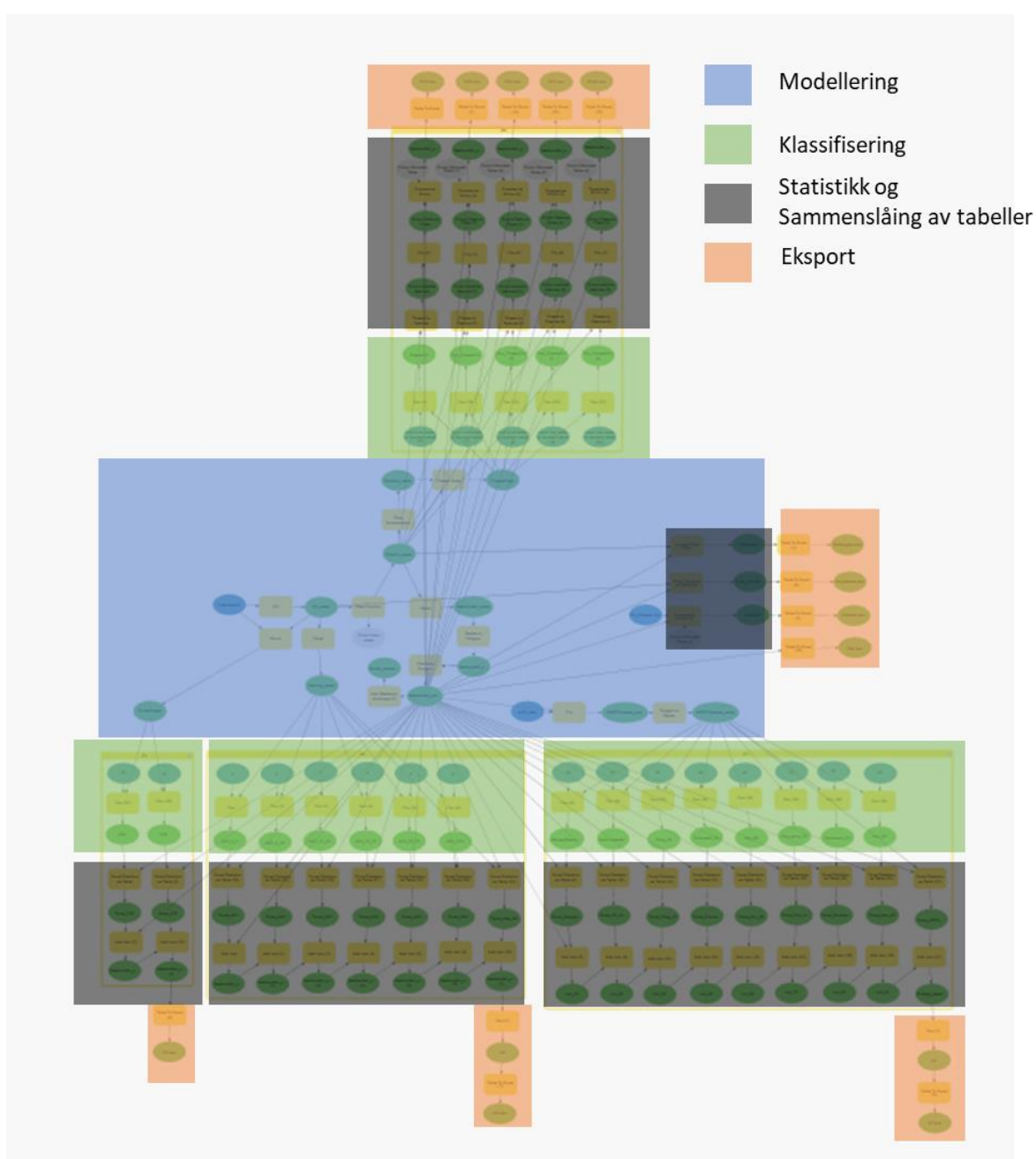
B.2 Innstillinger for sammenslåing av DTM-rastere

Spatial Reference for Raster	Current Map
Pixel Type	32 bit float
Cellsize	1
Number of Bands	1
Mosaic Operator	Last
Mosaic Color Mode	First

B.3 Koder for arealtyper i AR50

Klassenavn	RGB-verdier	Symbol	Spørring
Jordbruksareal	255-209-110		"ARTYPE" = 20
Skog	158-204-115		"ARTYPE" = 30
Snaumark	217-217-217		"ARTYPE" = 50
Myr	115-223-255		"ARTYPE" = 60
Bebyggd og samferdsel	232-100-116		"ARTYPE" = 10
Snø isbre	255-255-255		"ARTYPE" = 70
Ferskvann	145-231-255		"ARTYPE" = 81
Hav	210-255-255		"ARTYPE" = 82
Ikke kartlagt			"ARTYPE" = 99

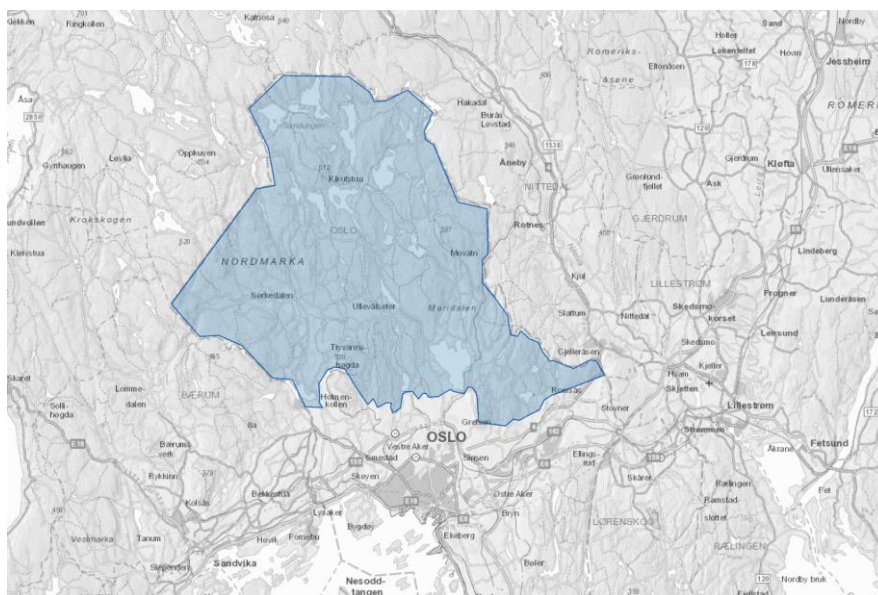
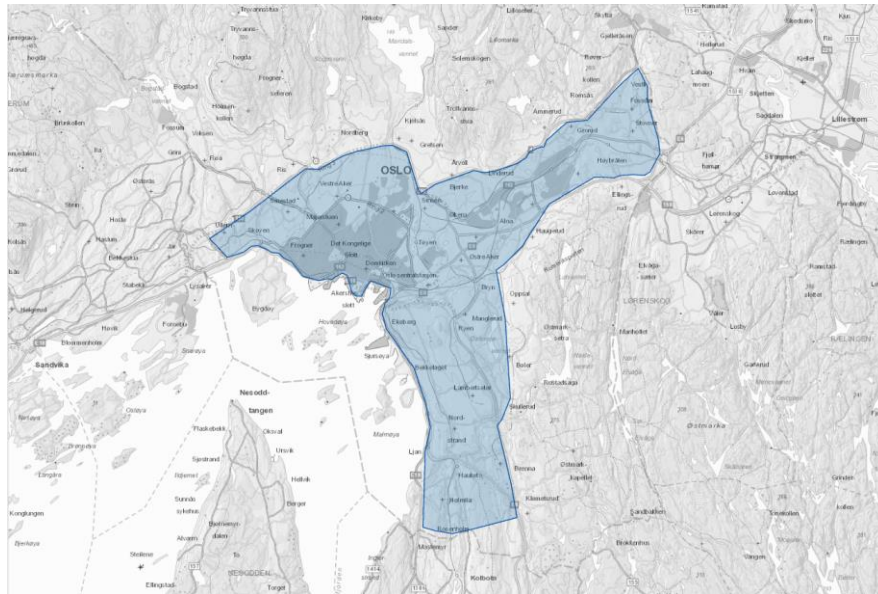
B.4 Modellens flytskjema

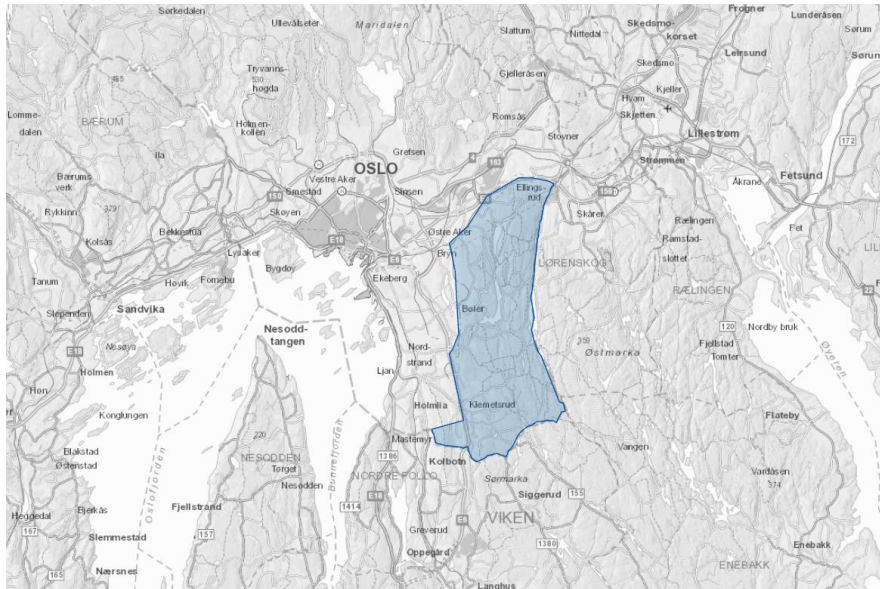


Vedlegg C

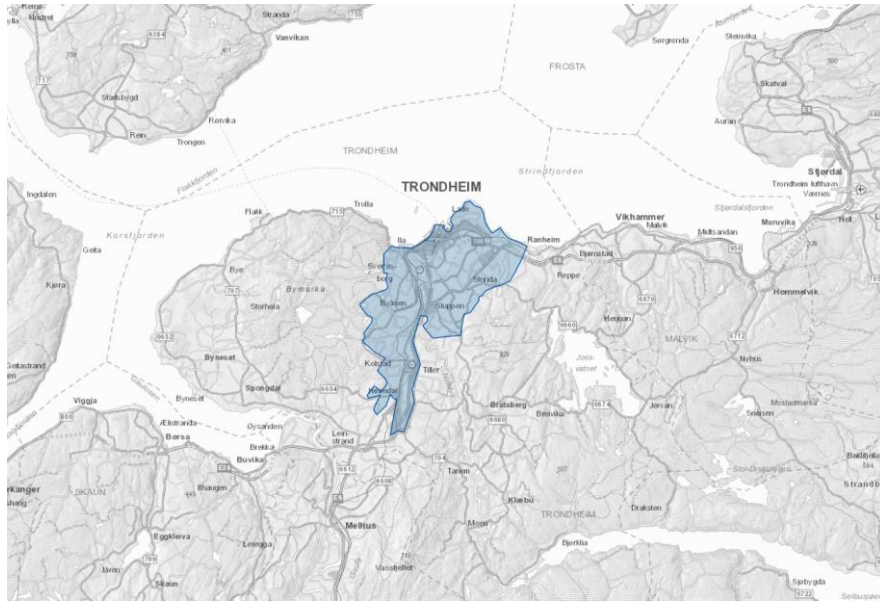
C.1 Utvalgte områder for tilleggsanalyser

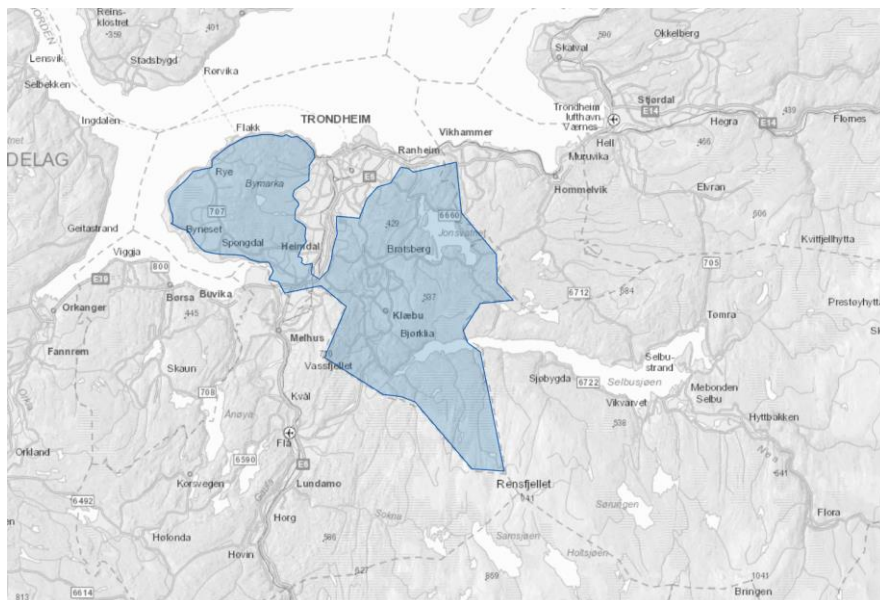
C.1.1 Oslo





C.1.2 Trondheim



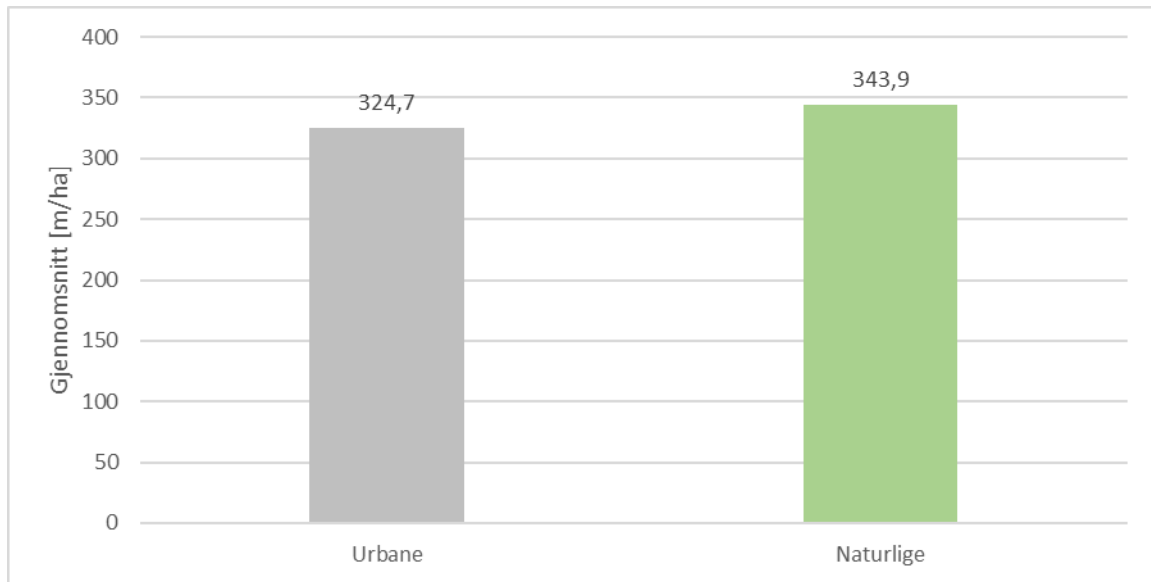


Vedlegg D

D.1 Sammenligning av urbane og naturlige nedbørfelt

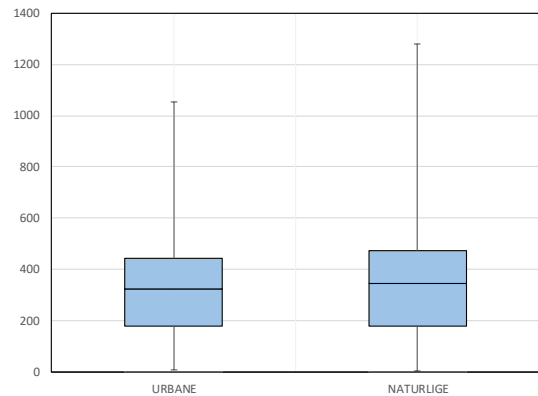
D.1.1 L_f

	L _f
URBANE	
Gjennomsnitt	324,72
Standardavvik	182,04
Min	7,92
Maks	1056,33
Median	310,37
Koeffisient for variasjon	0,56
NATURLIGE	
Gjennomsnitt	343,91
Standardavvik	206,58
Min	4,09
Maks	1283,06
Median	322,34
Koeffisient for variasjon	0,60



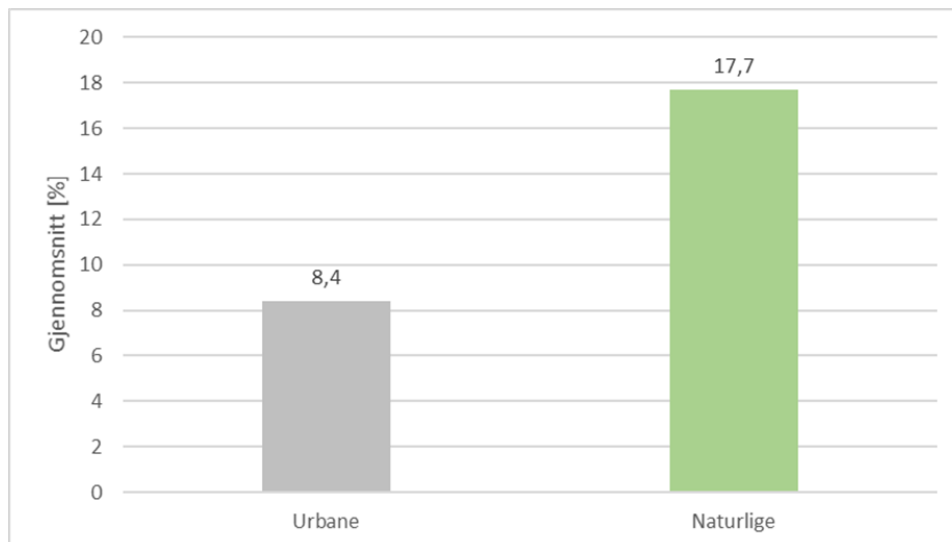
ONE-WAY ANOVA

N =	3239	(Totalt antall prøver)
k =	2	(Antall grupper)
SSE =	130313539,38	(variasjon mellom prøver)
SSA =	224333,43	(variasjon mellom grupper)
SST =	130537872,81	
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like		
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike		
α =	0,050	(Signifikansnivå)
p =	0,018	(p-verdi)
Forkast H₀, minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike ved et signifikansnivå α		
Q1 =	0,25	(Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 =	0,75	(Persentil for øvre kvartil i graf)
n_k =	823	2416
μ_k =	324,72	343,84



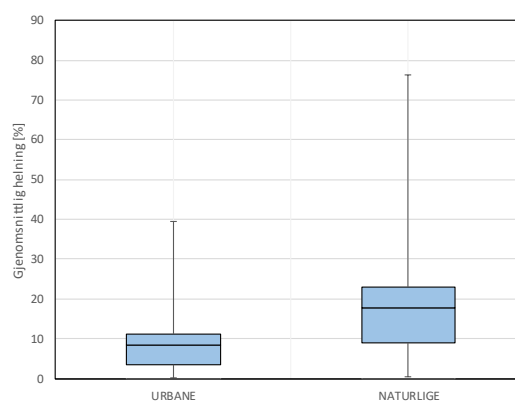
D.1.2 Sf

	Sf
URBANE	
Gjennomsnitt	8,4
Standardavvik	6,7
Min	0,2
Maks	39,4
Median	6,5
Koeffisient for variasjon	0,8
NATURLIGE	
Gjennomsnitt	17,7
Standardavvik	12,2
Min	0,5
Maks	76,4
Median	14,9
Koeffisient for variasjon	0,7



ONE-WAY ANOVA

N =	3240	(Totalt antall prøver)
k =	2	(Antall grupper)
SSE =	399033,30	(variasjon mellom prøver)
SSA =	53264,39	(variasjon mellom grupper)
SST =	452297,69	
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like		
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike		
α =	0,050	(Signifikansnivå)
p =	0,000	(p-verdi)
Forkast H₀, minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike ved et signifikansnivå α		
Q1 =	0,25	(Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 =	0,75	(Persentil for øvre kvartil i graf)
n_k =	823	2417
μ_k =	8,38	17,70

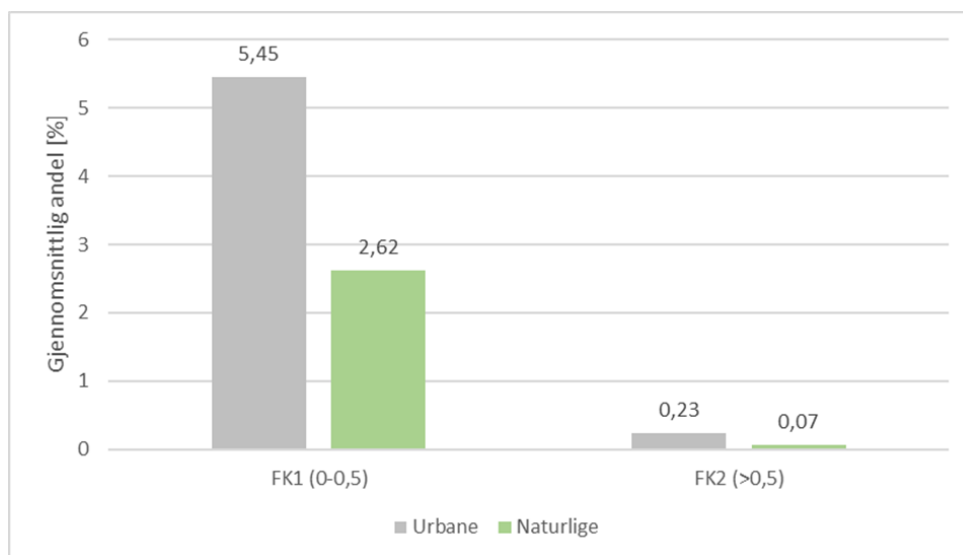


D.1.3 Helningsklasser

	HK1 (0-5)	HK2 (5-10)	HK3 (10-15)	HK4 (15-25)	HK5 (25-35)	HK6 (>35)
URBANE						
Gjennomsnitt	54,67	17,89	9,47	9,98	4,95	3,04
Standardavvik	26,04	9,43	6,44	8,18	5,40	5,07
Min	4,68	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Maks	100,00	79,08	32,72	41,99	37,70	48,12
Median	54,55	18,30	9,15	8,26	3,09	0,84
Koeffisient for variasjon	0,48	0,53	0,68	0,82	1,09	1,67
NATURLIGE						
Gjennomsnitt	20,88	22,79	17,55	21,67	10,46	6,65
Standardavvik	18,68	10,72	7,46	11,26	8,94	9,76
Min	0,00	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00
Maks	97,21	59,19	54,33	71,10	51,66	69,26
Median	15,84	22,88	17,60	21,93	8,58	2,78
Koeffisient for variasjon	0,89	0,47	0,43	0,52	0,85	1,47

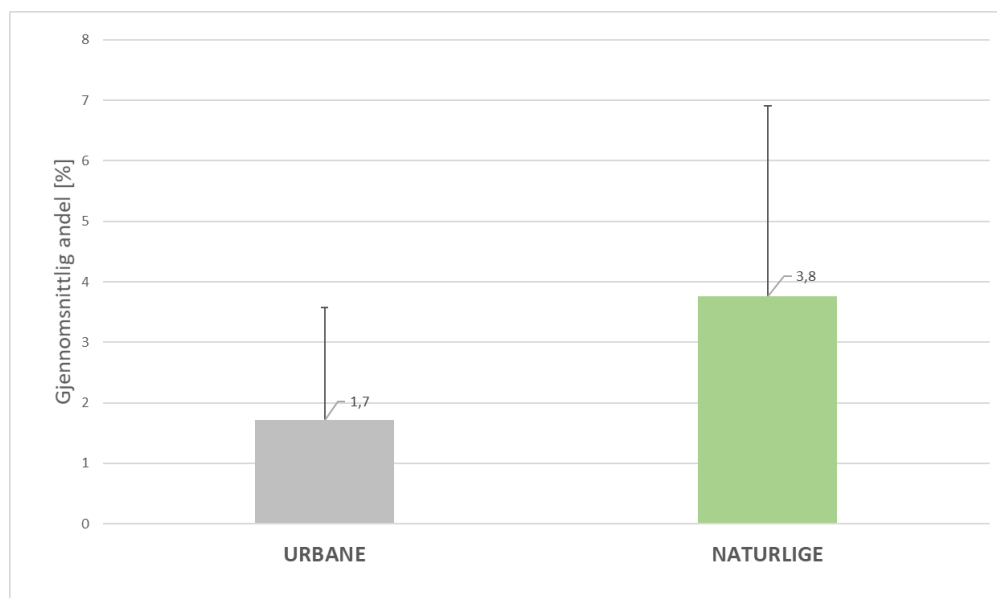
D.1.4 Forsenkningsklasser

	FK1 (0-0,5)	FK2 (>0,5)
URBANE		
Gjennomsnitt	5,45	0,232
Standardavvik	4,85	0,804
Min	0,05	0,000
Maks	32,27	11,827
Median	3,88	0,000
Koeffisient for variasjon	0,89	3,472
NATURLIGE		
Gjennomsnitt	2,62	0,066
Standardavvik	3,18	0,467
Min	0,00	0,000
Maks	32,76	9,764
Median	1,62	0,000
Koeffisient for variasjon	1,21	7,057



D.1.5 Innsjøandeler

AT81	
URBANE	
Gjennomsnitt	1,72
Standardavvik	1,86
Min	0,00
Maks	6,95
Median	1,02
Koeffisient for variasjon	1,08
NATURLIGE	
Gjennomsnitt	3,77
Standardavvik	3,15
Min	0,00
Maks	10,95
Median	2,94
Koeffisient for variasjon	0,84



ONE-WAY ANOVA

N = 102 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 861,48 (variasjon mellom prøver)
SSA = 69,80 (variasjon mellom grupper)
SST = 931,28

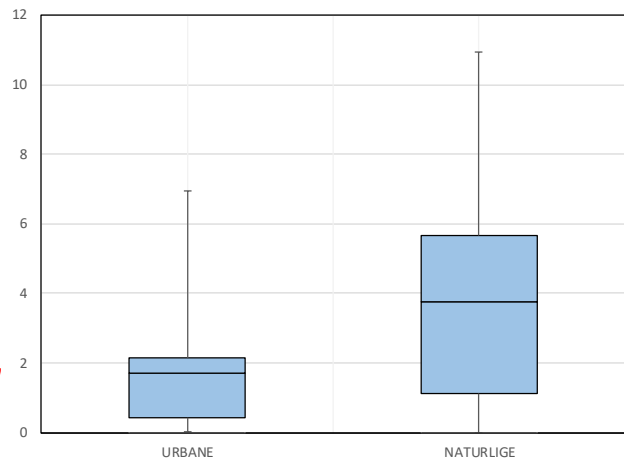
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,005 (p-verdi)

Forkast H₀, minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike ved et signifikansnivå

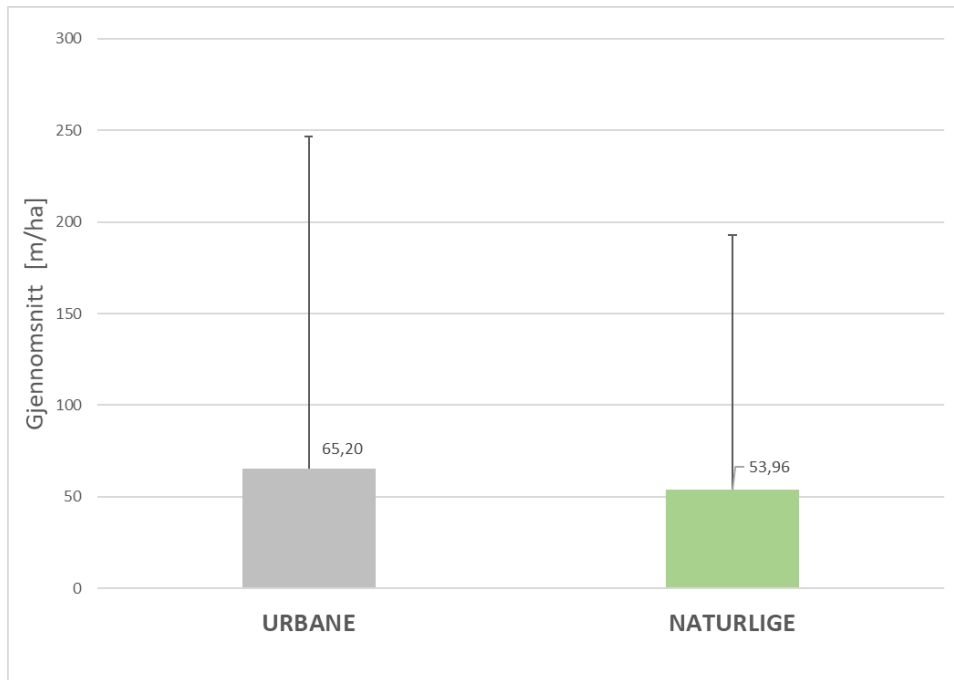
Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 21 81
μ_k = 1,72 3,77
 1,86 0,67



D.1.6 Elvenett

Elvenett	
URBANE	
Gjennomsnitt	65,2
Standardavvik	181,5
Min	0,6
Maks	1345,1
Median	20,1
Koeffisient for variasjon	2,8
NATURLIGE	
Gjennomsnitt	54,0
Standardavvik	138,9
Min	0,1
Maks	1464,9
Median	20,7
Koeffisient for variasjon	2,6



ONE-WAY ANOVA

N = 331 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 7127596,78 (variasjon mellom prøver)
SSA = 6050,94 (variasjon mellom grupper)
SST = 7133647,72

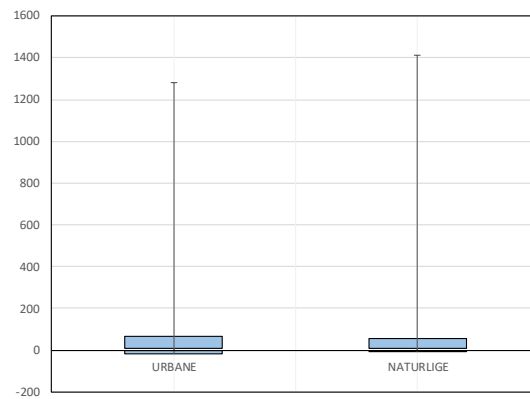
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,598 (p-verdi)

Akseptert H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

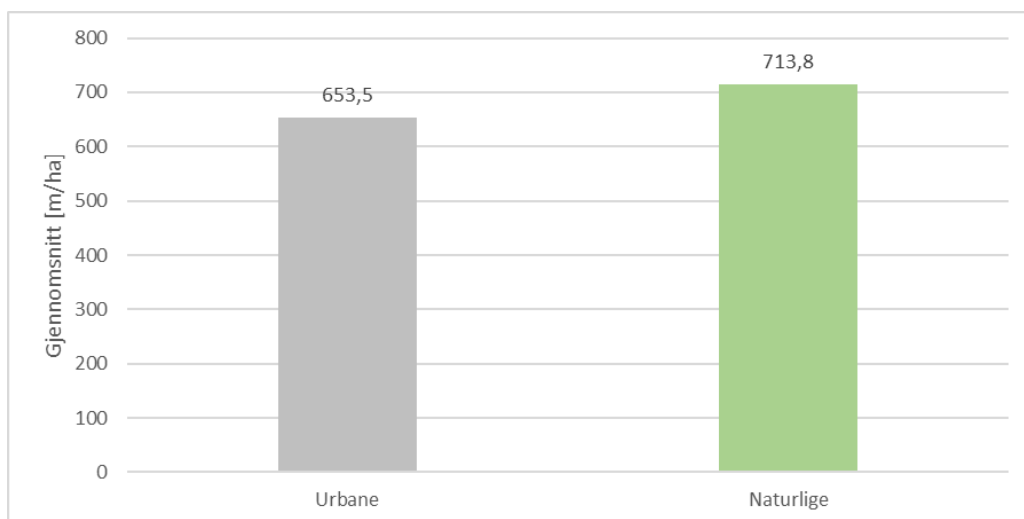
Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 58 273
μ_k = 65,20 53,96



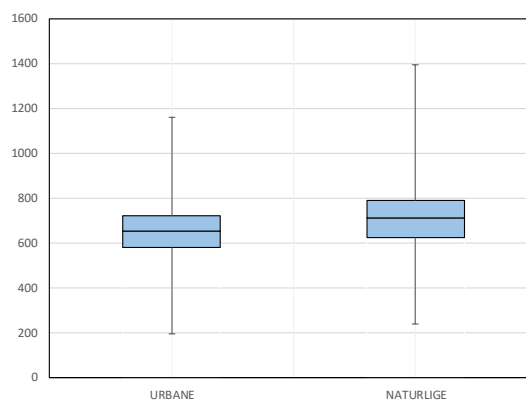
D.1.7 LT

LT	
URBANE	
Gjennomsnitt	653,5
Standardavvik	123,2
Min	193,8
Maks	1160,8
Median	655,7
Koeffisient for variasjon	0,2
NATURLIGE	
Gjennomsnitt	713,8
Standardavvik	140,0
Min	237,8
Maks	1396,2
Median	698,0
Koeffisient for variasjon	0,2



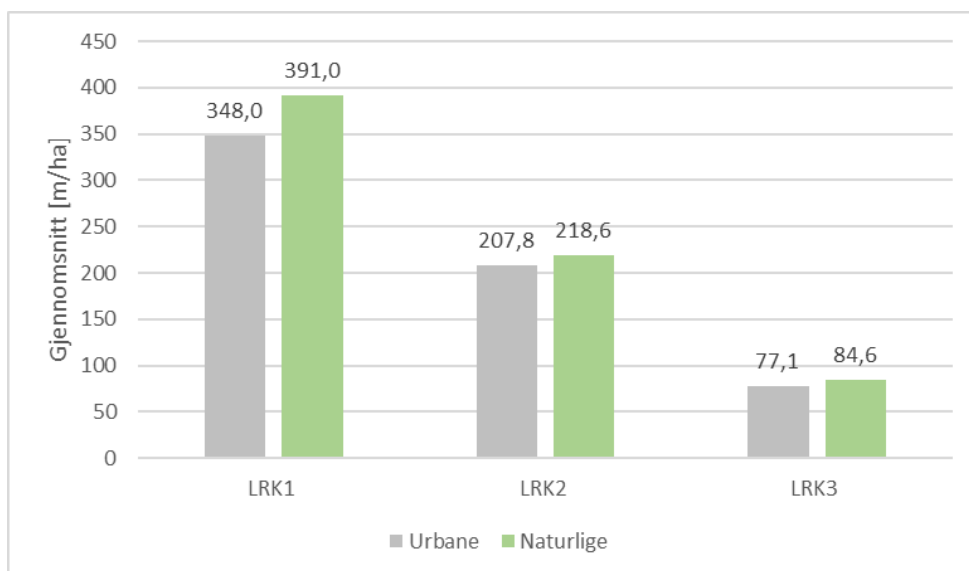
ONE-WAY ANOVA

N =	3240	(Totalt antall prøver)
k =	2	(Antall grupper)
SSE =	59841800,94	(variasjon mellom prøver)
SSA =	2232862,79	(variasjon mellom grupper)
SST =	62074663,73	
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like		
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike		
α =	0,050	(Signifikansnivå)
p =	0,000	(p-verdi)
Forkast H₀, minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike ved et signifikansnivå α		
Q1 =	0,25	(Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 =	0,75	(Persentil for øvre kvartil i graf)
n_k =	823	2417



D.1.8 L_{RK1}-L_{RK3}

	L _{RK1}	L _{RK2}	L _{RK3}
URBANE			
Gjennomsnitt	348,00	207,80	77,09
Standardavvik	106,71	98,20	73,10
Min	48,45	0,00	0,00
Maks	890,42	730,13	695,56
Median	340,55	185,82	74,59
Koeffisient for variasjon	0,31	0,47	0,95
NATURLIGE			
Gjennomsnitt	390,99	218,55	84,57
Standardavvik	124,20	108,08	76,39
Min	56,06	0,00	0,00
Maks	1208,14	708,77	511,83
Median	372,53	192,29	76,62
Koeffisient for variasjon	0,32	0,49	0,90



ONE-WAY ANOVA

N = 3240 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 46642222,38 (variasjon mellom prøver)
SSA = 1135694,21 (variasjon mellom grupper)
SST = 47777916,59

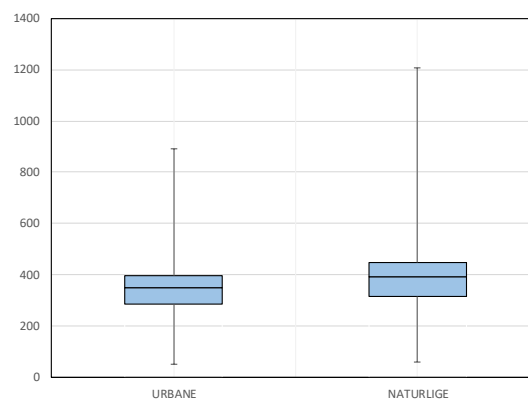
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,000 (p-verdi)

Forkast H₀, minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike ved et signifikansnivå α

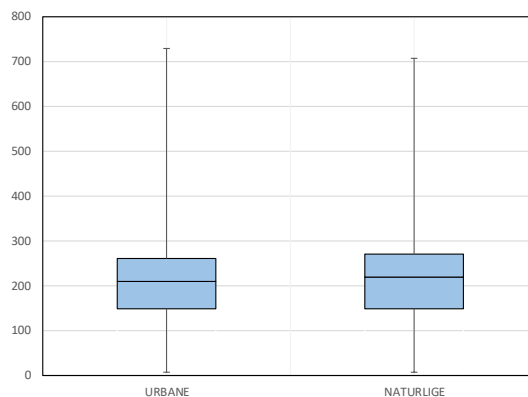
Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 823 2417
μ_k = 348,00 391,01



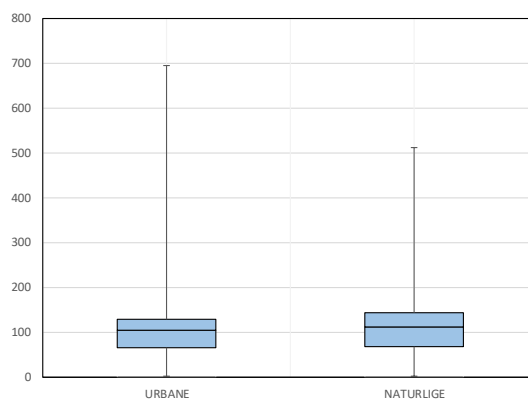
ONE-WAY ANOVA

N =	3229	(Totalt antall prøver)
k =	2	(Antall grupper)
SSE =	35648136,92	(variasjon mellom prøver)
SSA =	65933,90	(variasjon mellom grupper)
SST =	35714070,82	
H₀ :	Gruppe-gjennomsnitt er like	
H₁ :	Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike	
α =	0,050	(Signifikansnivå)
p =	0,015	(p-verdi)
Forkast H₀, minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike ved et signifikansnivå α		
Q1 =	0,25	(Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 =	0,75	(Persentil for øvre kvartil i graf)
n_k =	819	2410
μ_k =	208,82	219,20



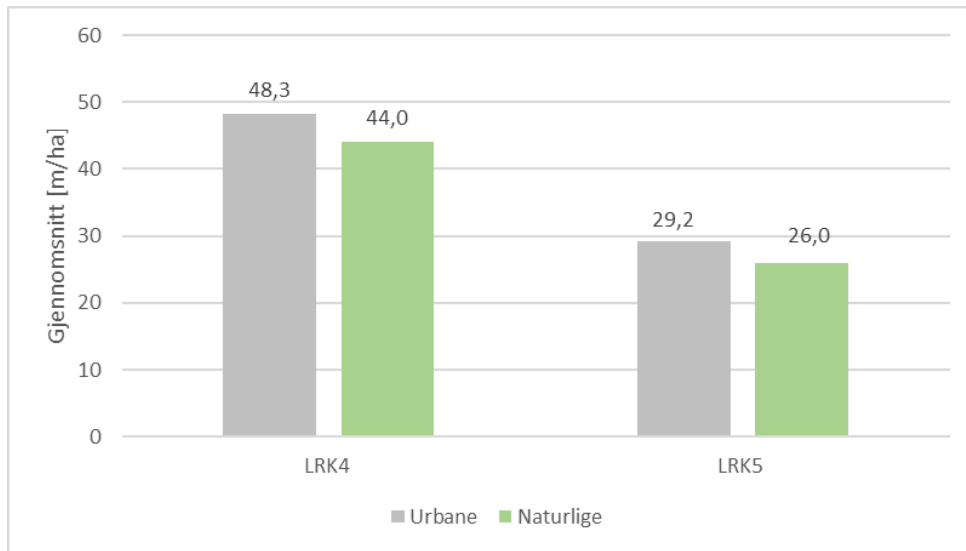
ONE-WAY ANOVA

N =	2437	(Totalt antall prøver)
k =	2	(Antall grupper)
SSE =	11211142,73	(variasjon mellom prøver)
SSA =	24905,94	(variasjon mellom grupper)
SST =	11236048,68	
H₀ :	Gruppe-gjennomsnitt er like	
H₁ :	Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike	
α =	0,050	(Signifikansnivå)
p =	0,020	(p-verdi)
Forkast H₀, minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike ved et signifikansnivå α		
Q1 =	0,25	(Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 =	0,75	(Persentil for øvre kvartil i graf)
n_k =	608	1829
μ_k =	104,35	111,74



D.1.9 LRK4 og LRK5

	LRK4	LRK5
URBANE		
Gjennomsnitt	48,28	29,20
Standardavvik	18,61	17,81
Min	16,84	0,00
Maks	107,59	77,17
Median	43,32	30,09
Koeffisient for variasjon	0,39	0,61
NATURLIGE		
Gjennomsnitt	43,98	26,02
Standardavvik	20,04	17,14
Min	0,00	0,00
Maks	117,82	78,58
Median	40,59	27,36
Koeffisient for variasjon	0,46	0,66



ONE-WAY ANOVA

N = 376 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 143812,11 (variasjon mellom prøver)
SSA = 1159,47 (variasjon mellom grupper)
SST = 144971,59

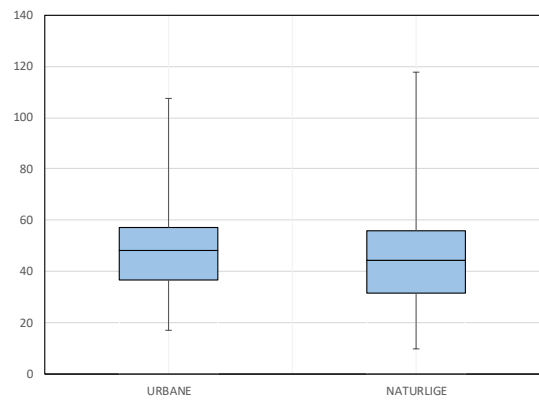
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,083 (p-verdi)

Aksepter H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 88 288
 μ_k = 48,28 44,13



ONE-WAY ANOVA

N = 321 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 65492,36 (variasjon mellom prøver)
SSA = 235,32 (variasjon mellom grupper)
SST = 65727,68

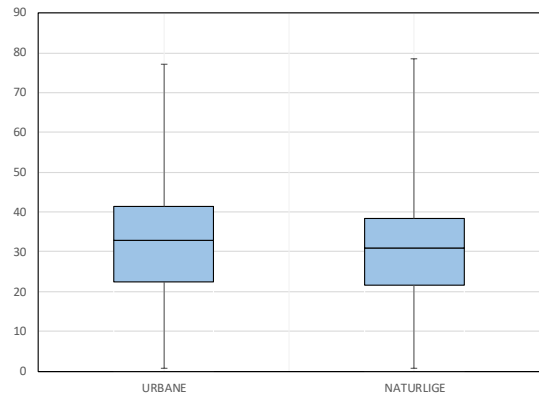
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,285 (p-verdi)

Aksepter H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

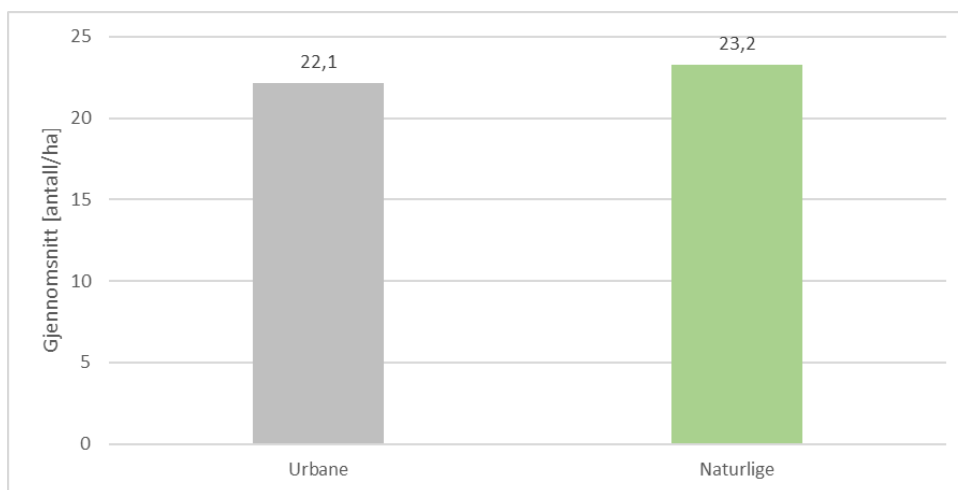
Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 78 243
 μ_k = 32,94 30,95



D.1.10 NT

NT	
URBANE	
Gjennomsnitt	22,1
Standardavvik	5,7
Min	2,5
Maks	41,2
Median	22,1
Koeffisient for variasjon	0,3
NATURLIGE	
Gjennomsnitt	23,2
Standardavvik	5,7
Min	3,6
Maks	48,1
Median	22,9
Koeffisient for variasjon	0,2



ONE-WAY ANOVA

N =	3240	(Totalt antall prøver)
k =	2	(Antall grupper)
SSE =	104648,30	(variasjon mellom prøver)
SSA =	787,31	(variasjon mellom grupper)
SST =	105435,61	

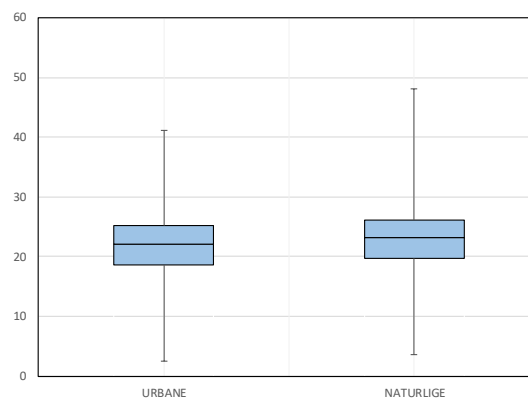
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,000 (p-verdi)

Forkast H₀, minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike ved et signifikansnivå α

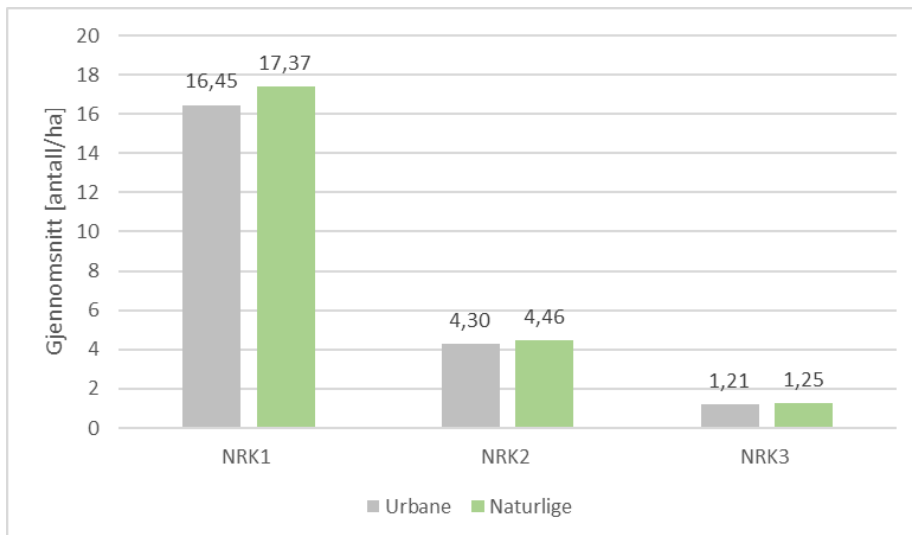
Q1 =	0,25	(Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 =	0,75	(Persentil for øvre kvartil i graf)

n _k =	823	2417
μ _k =	22,11	23,25



D.1.11 NRK1-NRK3

	NRK1	NRK2	NRK3
URBANE			
Gjennomsnitt	16,45	4,30	1,21
Standardavvik	3,96	1,57	1,07
Min	2,48	0,00	0,00
Maks	31,71	9,92	4,96
Median	16,50	4,09	1,06
Koeffisient for variasjon	0,24	0,36	0,89
NATURLIGE			
Gjennomsnitt	17,37	4,46	1,25
Standardavvik	3,90	1,60	1,09
Min	3,57	0,00	0,00
Maks	38,04	11,80	5,40
Median	17,36	4,20	1,06
Koeffisient for variasjon	0,22	0,36	0,87



ONE-WAY ANOVA

N = 3240 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 49707,02 (variasjon mellom prøver)
SSA = 522,71 (variasjon mellom grupper)
SST = 50229,73

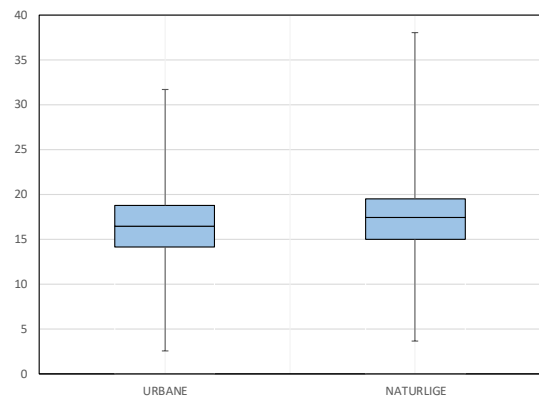
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,000 (p-verdi)

Forkast H₀, minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike ved et signifikansnivå α

Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 823 2417
μ_k = 16,45 17,37
 1,82 2,20



ONE-WAY ANOVA

N = 3228 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 7975,49 (variasjon mellom prøver)
SSA = 15,48 (variasjon mellom grupper)
SST = 7990,97

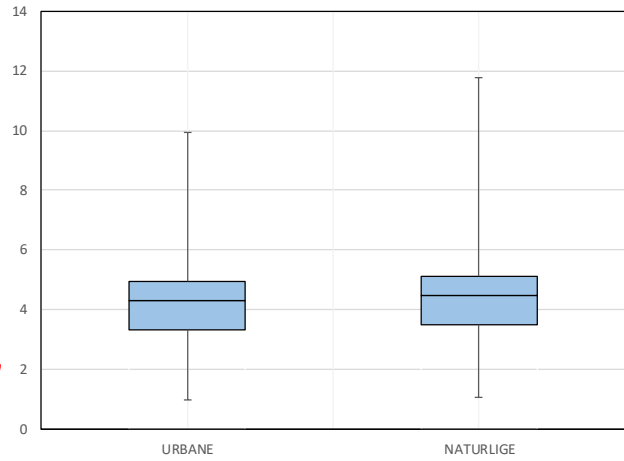
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,012 (p-verdi)

Forkast H₀, minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike ved et signifikansnivå

Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 819 2409
μ_k = 4,32 4,48



ONE-WAY ANOVA

N = 2431 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 2165,30 (variasjon mellom prøver)
SSA = 0,13 (variasjon mellom grupper)
SST = 2165,43

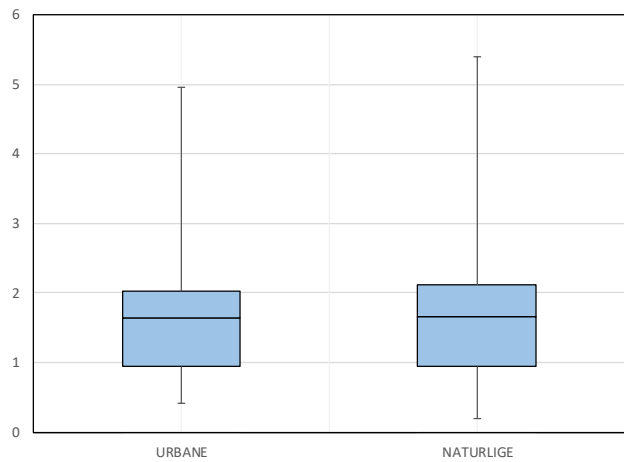
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,701 (p-verdi)

Akseptert H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

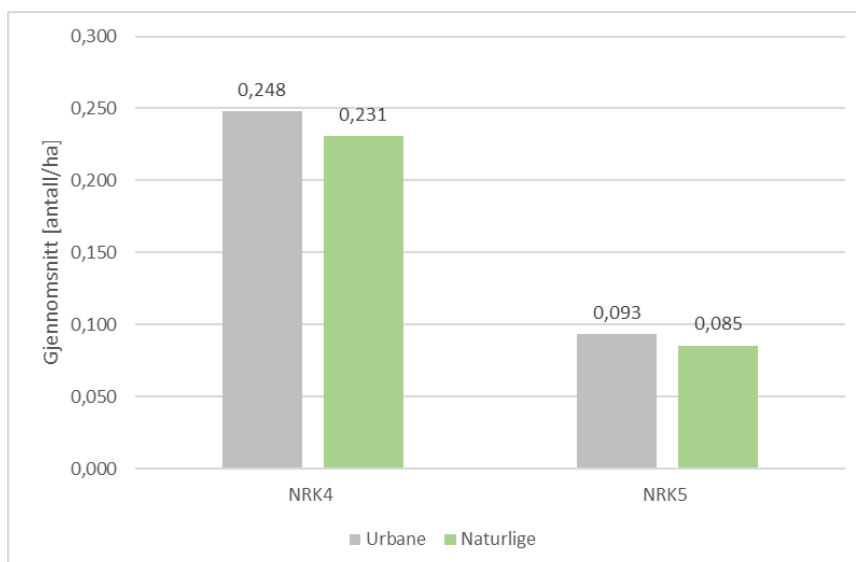
Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 607 1824
μ_k = 1,64 1,66



D.1.12 NRK4 og NRK5

	NRK4	NRK5
URBANE		
Gjennomsnitt	0,248	0,093
Standardavvik	0,072	0,052
Min	0,080	0,000
Maks	0,470	0,258
Median	0,242	0,092
Koeffisient for variasjon	0,290	0,562
NATURLIGE		
Gjennomsnitt	0,231	0,085
Standardavvik	0,082	0,055
Min	0,000	0,000
Maks	0,599	0,287
Median	0,214	0,087
Koeffisient for variasjon	0,355	0,642



ONE-WAY ANOVA

N = 377 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Atnall grupper)
SSE = 2,39 (variasjon mellom prøver)
SSA = 0,02 (variasjon mellom grupper)
SST = 2,41

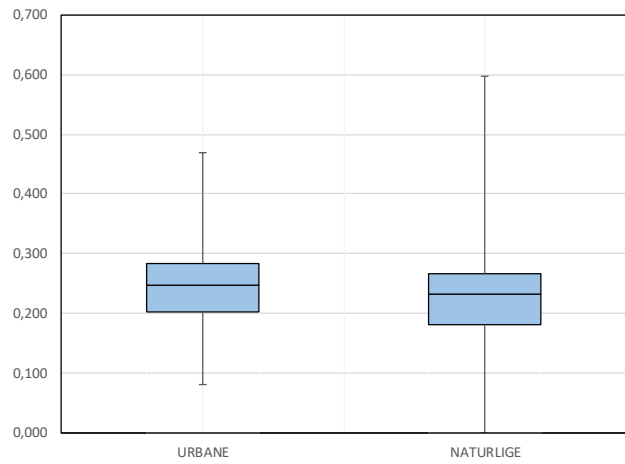
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,080 (p-verdi)

Akseptert H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 88 289
μ_k = 0,25 0,23



ONE-WAY ANOVA

N = 321 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Atnall grupper)
SSE = 0,61 (variasjon mellom prøver)
SSA = 0,00 (variasjon mellom grupper)
SST = 0,61

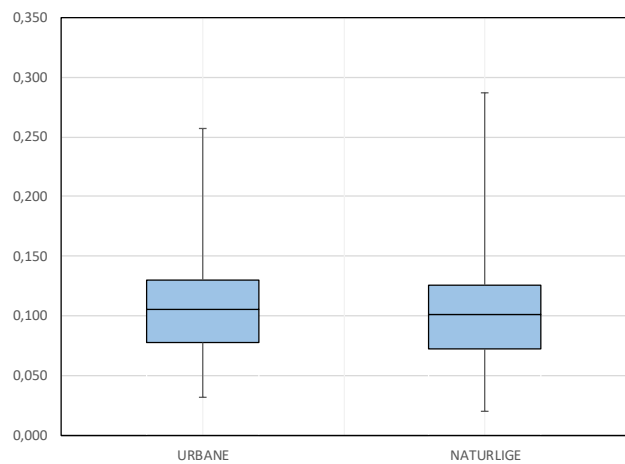
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,518 (p-verdi)

Akseptert H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 78 243
μ_k = 0,11 0,10



D.2 Regresjonsanalyser av naturlige nedbørfelt gruppert etter Sf

D.2.1 Feltlengder

Gruppe	Antall felt	Standardavvik	Sf [%]	Lf (m/ha)
1	197	187,9	0-5	295,1
2	532	177,1	5-10	262,2
3	489	173,1	10-15	309,9
4	432	205,2	15-20	356,4
5	240	192,6	20-25	395,1
6	206	225,3	25-30	424,0
7	112	220,1	30-35	400,1
8	63	213,1	35-40	428,8
9	41	248,1	40-45	428,4
10	36	221,3	45-50	470,8
11	26	221,1	50-55	555,4
12	22	230,2	55-60	601,6
13	8	161,4	60-65	668,3

SAMMENDRAG (UTDATA)									
Regresjonsstatistikk									
Multipel R	0,95								
R-kvadrat	0,91								
Justert R-kvadrat	0,90								
Standardfeil	37,80								
Observasjoner	13,00								
Variansanalyse									
	fg	SK	GK	F	Signifikans-F				
Regresjon	1,00E+00	1,56E+05	1,56E+05	1,09E+02	4,72E-07				
Residualer	1,10E+01	1,57E+04	1,43E+03						
Totalt	1,20E+01	1,72E+05							
Koeffisienter									
	Koeffisienter	Standardfeil	t-Stat	P-verdi	Nederste 95%	Øverste 95%	Nedre 95,0%	Øverste 95,0%	
Skjæringspunkt	225,35	22,24	10,13	0,00	176,40	274,31	176,40	274,31	
X-variabel 1	29,30	2,80	10,46	0,00	23,13	35,47	23,13	35,47	

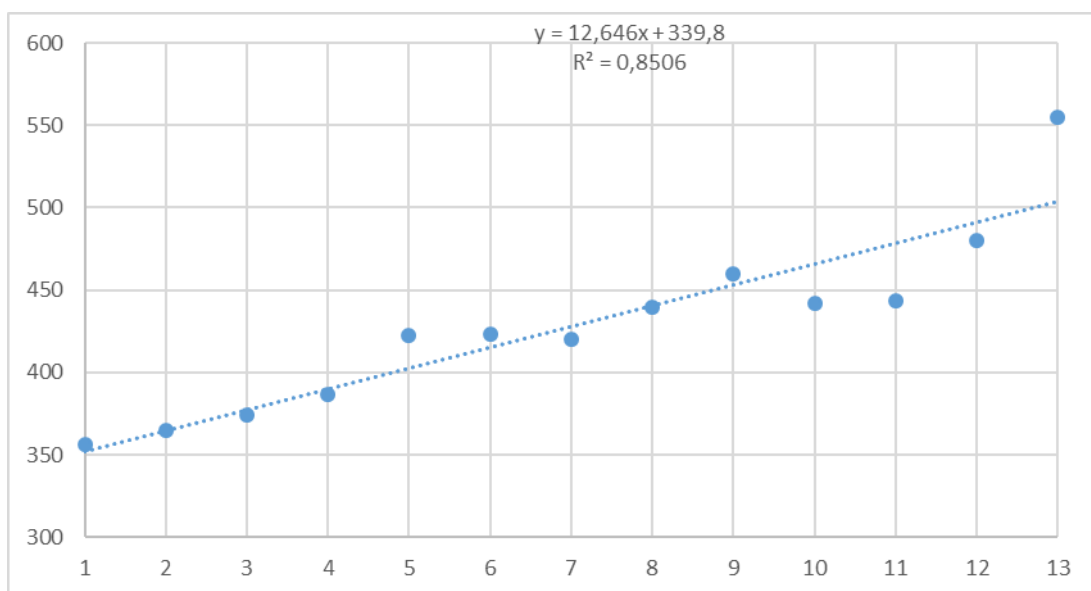
D.2.2 LT

Gruppe	Antall felt	Standardavvik	Sf [%]	LT [m/ha]
1	197	102,1	0-5	665,5
2	532	109,5	5-10	675,3
3	489	129,6	10-15	684,2
4	432	133,3	15-20	718,3
5	240	155,4	20-25	752,0
6	206	172,2	25-30	767,7
7	112	141,9	30-35	738,8
8	63	165,0	35-40	763,1
9	41	146,8	40-45	820,6
10	36	122,9	45-50	793,1
11	26	132,6	50-55	841,5
12	22	137,3	55-60	841,1
13	8	128,8	60-65	904,2

SAMMENDRAG (UTDATA)								
<i>Regresjonsstatistikk</i>								
Multipel R	0,96							
R-kvadrat	0,93							
Justert R-kvadrat	0,92							
Standardfeil	20,12							
Observasjoner	13,00							
<i>Variansanalyse</i>								
	<i>fg</i>	<i>SK</i>	<i>GK</i>	<i>F</i>	<i>Signifikans-F</i>			
Regresjon	1,0E+00	5,8E+04	5,8E+04	1,4E+02	1,2E-07			
Residualer	1,1E+01	4,5E+03	4,0E+02					
Totalt	1,2E+01	6,2E+04						
	<i>Koeffisienter</i>	<i>Standardfeil</i>	<i>t-Stat</i>	<i>P-verdi</i>	<i>Nederste 95%</i>	<i>Øverste 95%</i>	<i>Nedre 95,0%</i>	<i>Øverste 95,0%</i>
Skjæringspunkt	641,67	11,83	54,22	0,00	615,62	667,72	615,62	667,72
X-variabel 1	17,84	1,49	11,97	0,00	14,56	21,13	14,56	21,13

D.2.3 L_{RK1}-L_{RK3}

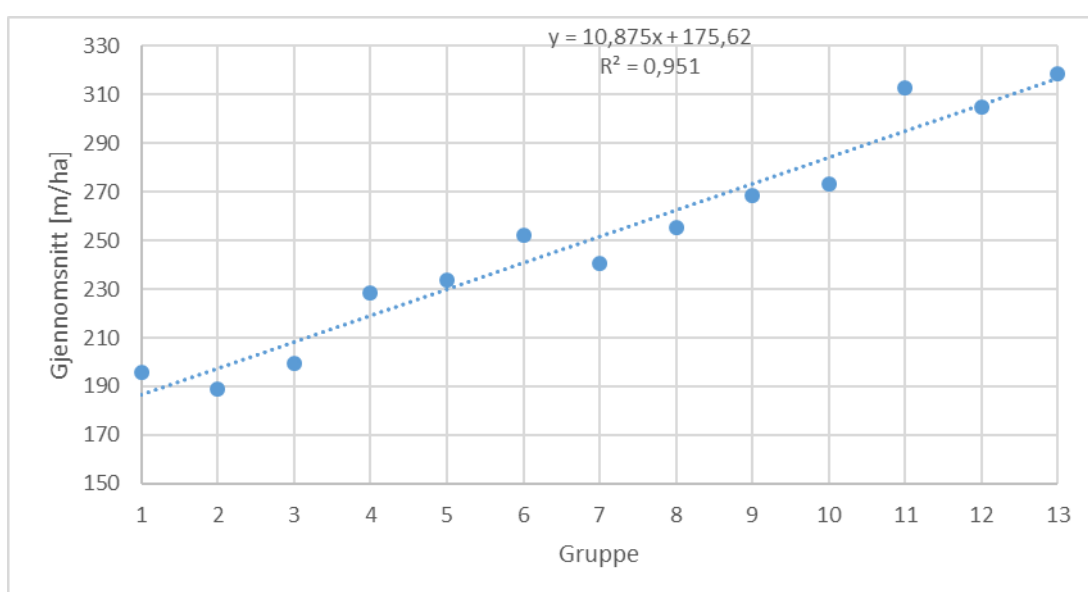
Gruppe	Antall felt	Standardavvik	Sf [%]	L_{RK1} (m/ha)
1	197	90,4	0-5	356,2
2	532	92,6	5-10	364,7
3	489	109,8	10-15	374,4
4	432	119,2	15-20	386,6
5	240	142,1	20-25	422,4
6	206	147,0	25-30	423,5
7	112	140,8	30-35	420,4
8	63	154,7	35-40	440,0
9	41	138,9	40-45	459,8
10	36	147,0	45-50	442,3
11	26	148,5	50-55	443,3
12	22	198,5	55-60	479,9
13	8	258,8	60-65	554,8



SAMMENDRAG (UTDATA)								
Regresjonsstatistikk								
Multipel R	0,92							
R-kvadrat	0,85							
Justert R-kvadrat	0,84							
Standardfeil	21,56							
Observasjoner	13,00							
Variansanalyse								
	<i>fg</i>	<i>SK</i>	<i>GK</i>	<i>F</i>	<i>Signifikans-F</i>			
Regresjon	1,00E+00	2,91E+04	2,91E+04	6,26E+01	7,25E-06			
Residualer	1,10E+01	5,11E+03	4,65E+02					
Totalt	1,20E+01	3,42E+04						
	<i>Koeffisienter</i>	<i>Standardfeil</i>	<i>t-Stat</i>	<i>P-verdi</i>	<i>Nederste 95%</i>	<i>Øverste 95%</i>	<i>Nedre 95,0%</i>	<i>Øverste 95,0%</i>
Skjæringspunkt	339,80	12,69	26,79	0,00	311,88	367,72	311,88	367,72
X-variabel 1	12,65	1,60	7,91	0,00	9,13	16,16	9,13	16,16

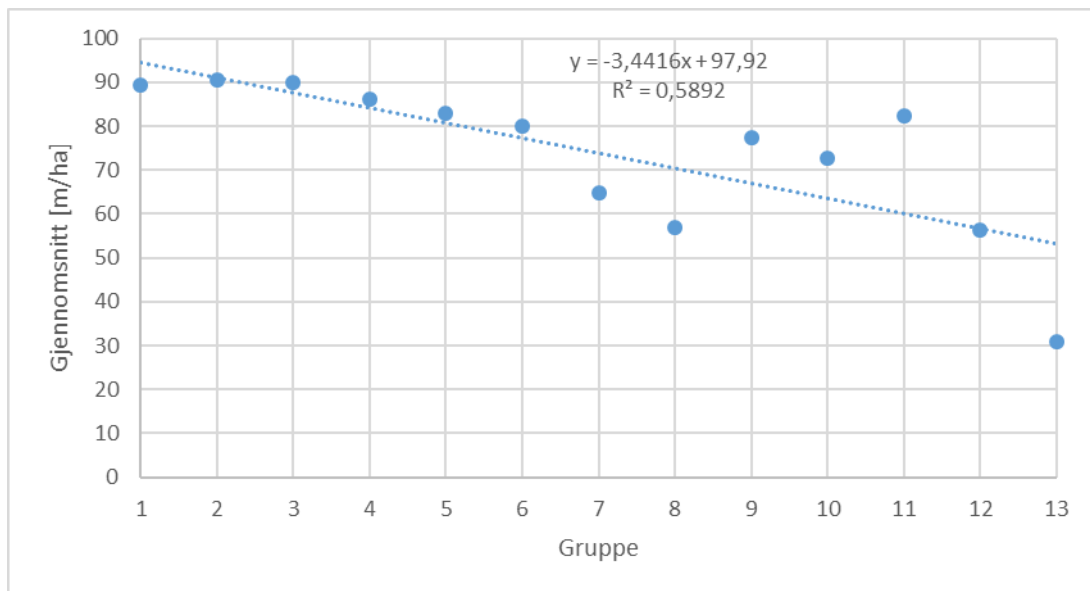
Gruppe	Antall felt	Standardavvik	Sf [%]	LRK2 (m/ha)
1	197	84,2	0-5	195,5
2	532	87,2	5-10	188,9
3	489	86,3	10-15	199,4
4	432	114,9	15-20	228,3
5	240	114,3	20-25	233,9
6	206	127,2	25-30	252,4
7	112	116,7	30-35	240,7

8	63	104,1	35-40	255,4
9	41	141,8	40-45	268,6
10	36	154,1	45-50	273,0
11	26	137,7	50-55	313,0
12	22	139,9	55-60	304,8
13	8	168,3	60-65	318,7



SAMMENDRAG (UTDATA)								
Regresjonsstatistikk								
Multipel R	0,98							
R-kvadrat	0,95							
Justert R-kvadrat	0,95							
Standardfeil	10,04							
Observasjoner	13,00							
Variansanalyse								
	<i>fg</i>	<i>SK</i>	<i>GK</i>	<i>F</i>	<i>Signifikans-F</i>			
Regresjon	1,00E+00	2,15E+04	2,15E+04	2,14E+02	1,50E-08			
Residualer	1,10E+01	1,11E+03	1,01E+02					
Totalt	1,20E+01	2,26E+04						
	<i>Koeffisienter</i>	<i>Standardfeil</i>	<i>t-Stat</i>	<i>P-verdi</i>	<i>Nederste 95%</i>	<i>Øverste 95%</i>	<i>Nedre 95,0%</i>	<i>Øverste 95,0%</i>
Skjæringspunkt	175,62	5,91	29,73	0,00	162,62	188,62	162,62	188,62
X-variabel 1	10,87	0,74	14,61	0,00	9,24	12,51	9,24	12,51

Gruppe	Antall felt	Standardavvik	Sf [%]	LRK3 (m/ha)
1	197	72,3	0-5	89,2
2	532	69,1	5-10	90,5
3	489	76,0	10-15	90,0
4	432	75,2	15-20	86,1
5	240	79,1	20-25	82,9
6	206	89,5	25-30	80,0
7	112	72,2	30-35	64,7
8	63	69,8	35-40	57,0
9	41	75,6	40-45	77,3
10	36	103,8	45-50	72,7
11	26	90,2	50-55	82,4
12	22	81,8	55-60	56,4
13	8	81,9	60-65	30,8

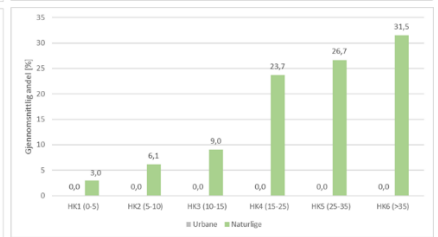
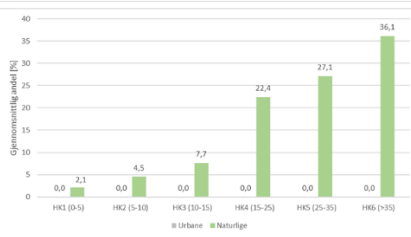
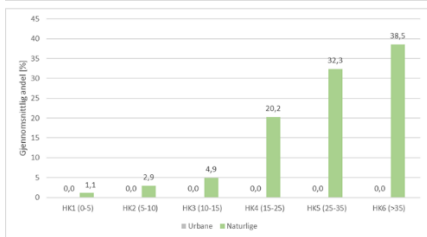
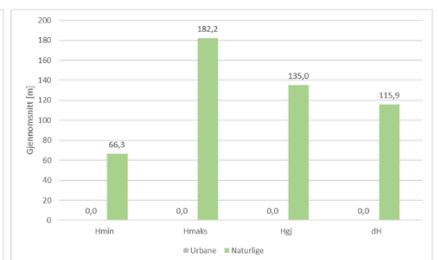
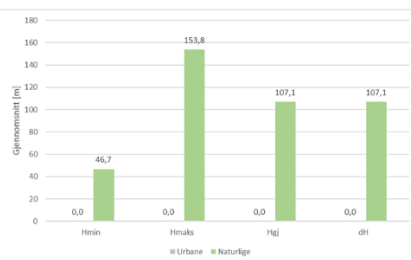
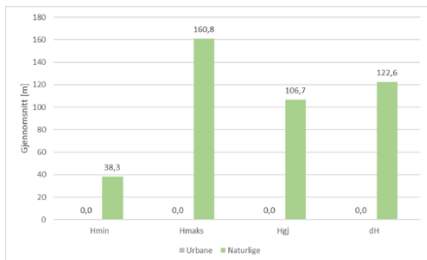


SAMMENDRAG (UTDATA)									
Regresjonsstatistikk									
Multipel R	0,77								
R-kvadrat	0,59								
Justert R-kvadrat	0,55								
Standardfeil	11,69								
Observasjoner	13,00								
Variansanalyse									
	<i>fg</i>	<i>SK</i>	<i>GK</i>	<i>F</i>	<i>Signifikans-F</i>				
Regresjon	1,00	2155,70	2155,70	15,77	0,00				
Residualer	11,00	1503,19	136,65						
Totalt	12,00	3658,89							
	<i>Koeffisienter</i>	<i>Standardfeil</i>	<i>t-Stat</i>	<i>P-verdi</i>	<i>Nederste 95%</i>	<i>Øverste 95%</i>	<i>Nedre 95,0%</i>	<i>Øverste 95,0%</i>	
Skjæringspunkt	97,92	6,88	14,24	0,00	82,78	113,06	82,78	113,0580539	
X-variabel 1	-3,44	0,87	-3,97	0,00	-5,35	-1,53	-5,35	-1,534399574	

D.2.4 N_T

Gruppe	Antall felt	Standardavvik	Sf [%]	NT [antall/ha]
1	197	6,0	0-5	24,2
2	532	4,6	5-10	24,1
3	489	5,2	10-15	23,8
4	432	6,0	15-20	23,3
5	240	6,3	20-25	22,9
6	206	6,1	25-30	22,7

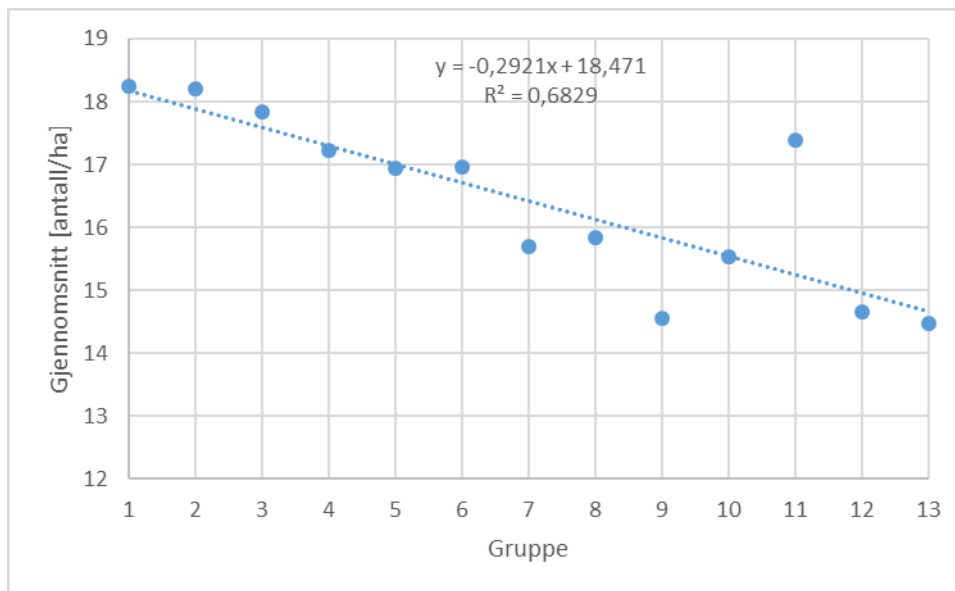
7	112	6,3	30-35	20,8
8	63	5,8	35-40	21,4
9	41	6,8	40-45	20,8
10	36	5,1	45-50	20,1
11	26	6,0	50-55	23,5
12	22	5,5	55-60	19,9
13	8	5,7	60-65	19,2



SAMMENDRAG (UTDATA)									
Regresjonsstatistikk									
Multipel R	0,82								
R-kvadrat	0,67								
Justert R-kvadrat	0,64								
Standardfeil	1,05								
Observasjoner	13,00								
Variansanalyse									
	<i>fg</i>	<i>SK</i>	<i>GK</i>	<i>F</i>	<i>Signifikans-F</i>				
Regresjon	1,00	24,79	24,79	22,65	0,00				
Residualer	11,00	12,04	1,09						
Totalt	12,00	36,83							
	<i>Koeffisienter</i>	<i>Standardfeil</i>	<i>t-Stat</i>	<i>P-verdi</i>	<i>Nederste 95%</i>	<i>Øverste 95%</i>	<i>Nedre 95,0%</i>	<i>Øverste 95,0%</i>	
Skjæringspunkt	24,644	0,616	40,039	0,000	23,289	25,999	23,289	25,999	
X-variabel 1	-0,369	0,078	-4,759	0,001	-0,540	-0,198	-0,540	-0,198	

D.2.5 NRK1-NRK3

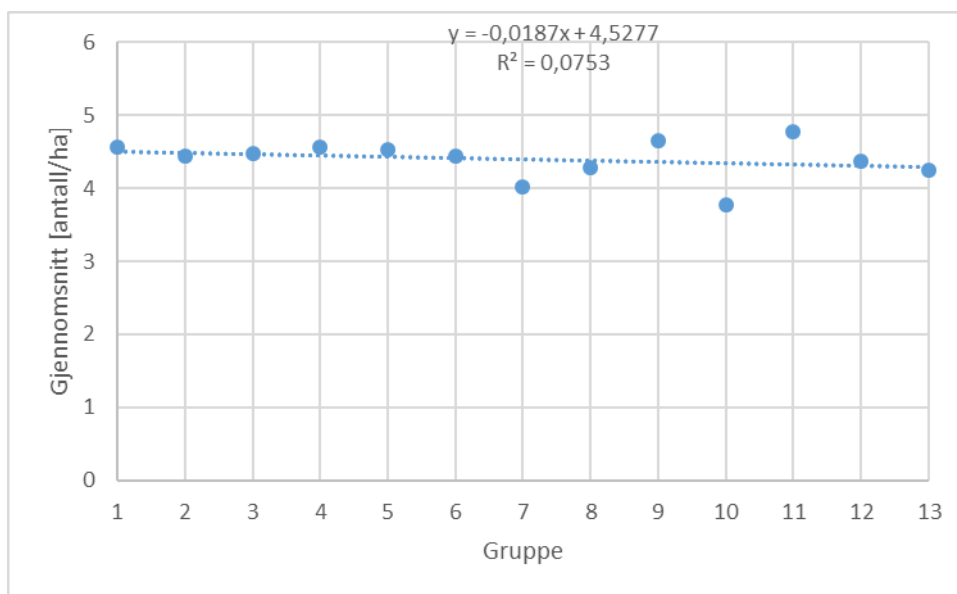
Gruppe	Antall felt	Standardavvik	Sf [%]	NRK1 (antall/ha)
1	197	4,13	0-5	18,25
2	532	3,14	5-10	18,19
3	489	3,44	10-15	17,83
4	432	4,05	15-20	17,24
5	240	4,22	20-25	16,94
6	206	4,22	25-30	16,97
7	112	4,42	30-35	15,69
8	63	4,18	35-40	15,84
9	41	4,15	40-45	14,55
10	36	4,13	45-50	15,53
11	26	3,98	50-55	17,39
12	22	3,56	55-60	14,65
13	8	4,89	60-65	14,47



SAMMENDRAG (UTDATA)									
Regresjonsstatistikk									
Multipel R	0,83								
R-kvadrat	0,68								
Justert R-kvadrat	0,65								
Standardfeil	0,81								
Observasjoner	13,00								
Variansanalyse									
	<i>fg</i>	<i>SK</i>	<i>GK</i>	<i>F</i>	<i>Signifikans-F</i>				
Regresjon	1	15,53	15,53	23,69	0,00				
Residualer	11	7,21	0,66						
Totalt	12	22,75							
	<i>Koeffisienter</i>	<i>Standardfeil</i>	<i>t-Stat</i>	<i>P-verdi</i>	<i>Nederste 95%</i>	<i>Øverste 95%</i>	<i>Nedre 95,0%</i>	<i>Øverste 95,0%</i>	
Skjæringspunkt	18,47	0,48	38,77	0,00	17,42	19,52	17,42	19,52	
X-variabel 1	-0,29	0,06	-4,87	0,00	-0,42	-0,16	-0,42	-0,16	

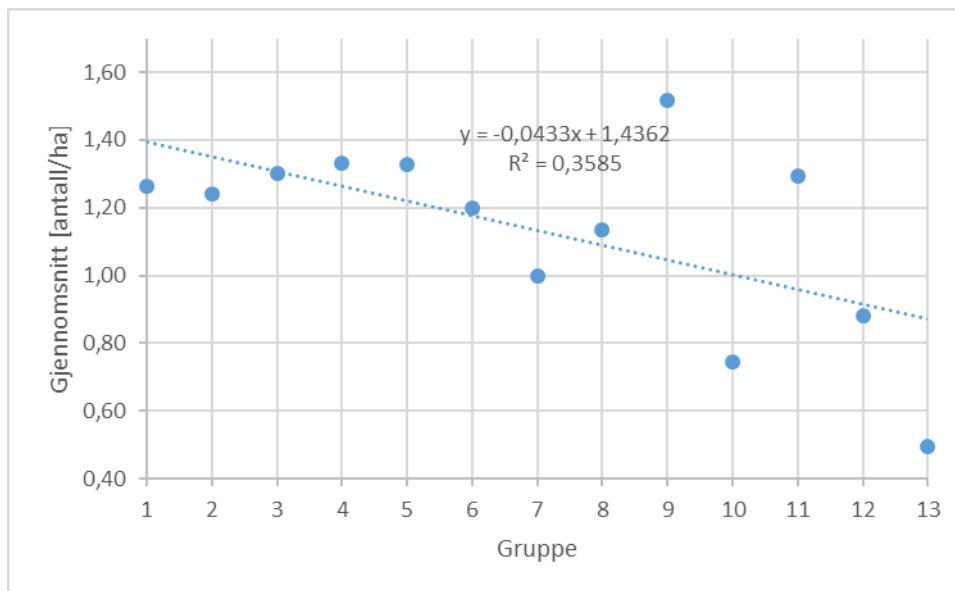
Gruppe	Antall felt	Standardavvik	Sf [%]	NRK2 (antall/ha)
1	197	1,58	0-5	4,57
2	532	1,43	5-10	4,45
3	489	1,57	10-15	4,47
4	432	1,68	15-20	4,57
5	240	1,73	20-25	4,53
6	206	1,72	25-30	4,45
7	112	1,66	30-35	4,03

8	63	1,45	35-40	4,28
9	41	2,08	40-45	4,66
10	36	1,06	45-50	3,78
11	26	1,89	50-55	4,77
12	22	1,61	55-60	4,37
13	8	0,85	60-65	4,25



SAMMENDRAG (UTDATA)							
Regresjonsstatistikk							
Multipel R	0,27						
R-kvadrat	0,08						
Justert R-kvadrat	-0,01						
Standardfeil	0,27						
Observasjoner	13,00						
Variansanalyse							
	<i>fg</i>	<i>SK</i>	<i>GK</i>	<i>F</i>	<i>Signifikans-F</i>		
Regresjon	1	0,06	0,06	0,90	0,36		
Residualer	11	0,78	0,07				
Totalt	12	0,85					
	<i>Koeffisienter</i>	<i>Standardfeil</i>	<i>t-Stat</i>	<i>P-verdi</i>	<i>Nederste 95%</i>	<i>Øverste 95%</i>	<i>Nedre 95,0%</i> <i>Øverste 95,0%</i>
Skjæringspunkt	4,53	0,16	28,81	0,00	4,18	4,87	4,18 4,87
X-variabel 1	-0,02	0,02	-0,95	0,36	-0,06	0,02	-0,06 0,02

Gruppe	Antall felt	Standardavvik	Sf [%]	NRK3 (antall/ha)
1	197	1,06	0-5	1,26
2	532	0,94	5-10	1,24
3	489	1,04	10-15	1,30
4	432	1,14	15-20	1,33
5	240	1,20	20-25	1,33
6	206	1,23	25-30	1,20
7	112	1,06	30-35	1,00
8	63	1,17	35-40	1,14
9	41	1,28	40-45	1,52
10	36	0,85	45-50	0,75
11	26	1,51	50-55	1,30
12	22	1,31	55-60	0,88
13	8	0,92	60-65	0,49



SAMMENDRAG (UTDATA)									
Regresjonsstatistikk									
Multipel R	0,60								
R-kvadrat	0,36								
Justert R-kvadrat	0,30								
Standardfeil	0,24								
Observasjoner	13,00								
Variansanalyse									
	<i>fg</i>	<i>SK</i>	<i>GK</i>	<i>F</i>	<i>Signifikans-F</i>				
Regresjon	1	0,34	0,34	6,15	0,03				
Residualer	11	0,61	0,06						
Totalt	12	0,95							
	<i>Koeffisienter</i>	<i>Standardfeil</i>	<i>t-Stat</i>	<i>P-verdi</i>	<i>Nederste 95%</i>	<i>Øverste 95%</i>	<i>Nedre 95,0%</i>	<i>Øverste 95,0%</i>	
Skjæringspunkt	1,44	0,14	10,35	0,00	1,13	1,74	1,13	1,74	
X-variabel 1	-0,04	0,02	-2,48	0,03	-0,08	0,00	-0,08	0,00	

D.3 Sammenligning av flate urbane og flate naturlige nedbørfelt (HK1 > 85% og Sf < 5%)

D.3.1 Forsenkninger

	FK1 (0-0,5)	FK2 (>0,5)
URBANE		
Gjennomsnitt	10,30	0,206
Standardavvik	5,82	1,068
Min	0,09	0,000
Maks	32,27	11,827
Median	10,25	0,000
Koeffisient for variasjon	0,57	5,177
NATURLIGE		
Gjennomsnitt	10,47	0,003
Standardavvik	6,26	0,011
Min	2,31	0,000
Maks	32,76	0,052
Median	9,03	0,000
Koeffisient for variasjon	0,60	3,775

ONE-WAY ANOVA

N = 171 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Atnall grupper)
SSE = 5893,24 (variasjon mellom prøver)
SSA = 0,70 (variasjon mellom grupper)
SST = 5893,93

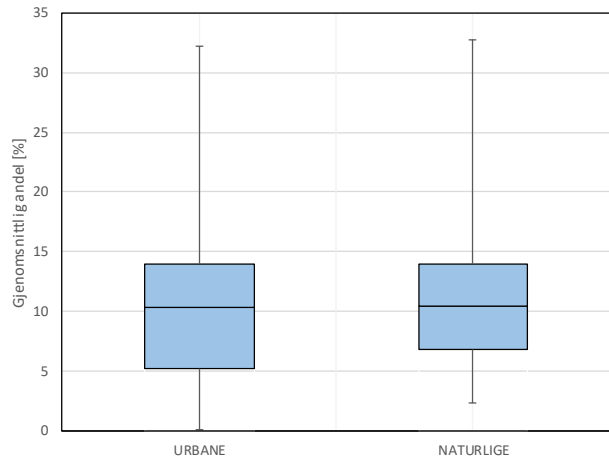
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,888 (p-verdi)

Akseptert H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 139 32
μ_k = 10,30 10,47



D.3.2 Feltlengder

	Lf
URBANE	
Gjennomsnitt	339,64
Standardavvik	172,80
Min	39,29
Maks	1029,49
Median	325,01
Koeffisient for variasjon	0,51
NATURLIGE	
Gjennomsnitt	374,28
Standardavvik	182,25
Min	78,83
Maks	873,76
Median	363,82
Koeffisient for variasjon	0,49

ONE-WAY ANOVA

N = 171 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Atnall grupper)
SSE = 5150448,22 (variasjon mellom prøver)
SSA = 31209,56 (variasjon mellom grupper)
SST = 5181657,78

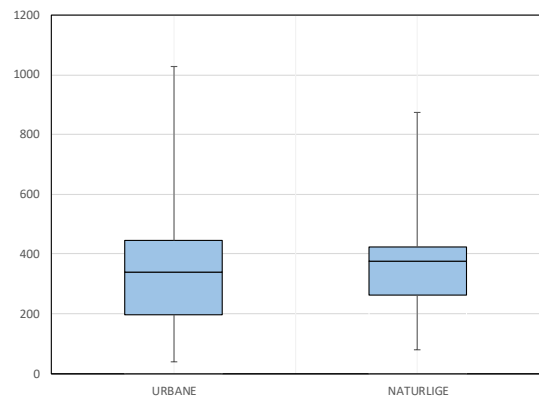
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,313 (p-verdi)

Akseptert H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

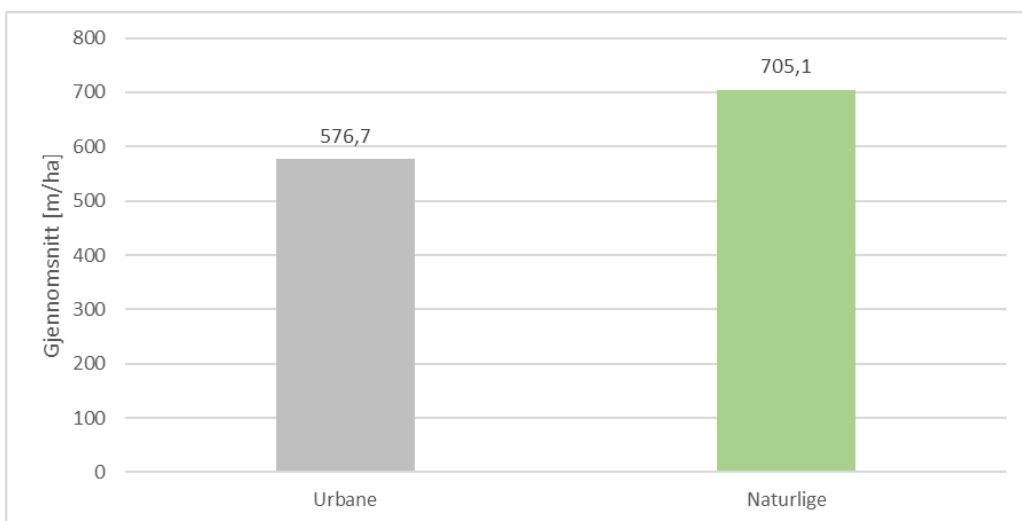
Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 139 32
μ_k = 339,64 374,28



D.3.3 LT

LT	
URBANE	
Gjennomsnitt	576,7
Standardavvik	120,4
Min	196,6
Maks	1015,1
Median	571,6
Koeffisient for variasjon	0,2
NATURLIGE	
Gjennomsnitt	705,1
Standardavvik	125,7
Min	485,3
Maks	969,8
Median	704,3
Koeffisient for variasjon	0,2



ONE-WAY ANOVA

N = 171 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 2490885,42 (variasjon mellom prøver)
SSA = 428920,93 (variasjon mellom grupper)
SST = 2919806,35

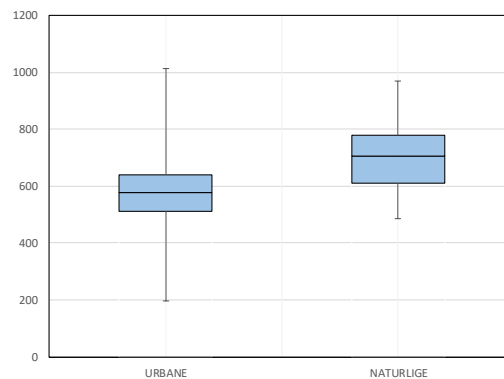
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,000 (p-verdi)

Forkast H₀, minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike ved et signifikansnivå α

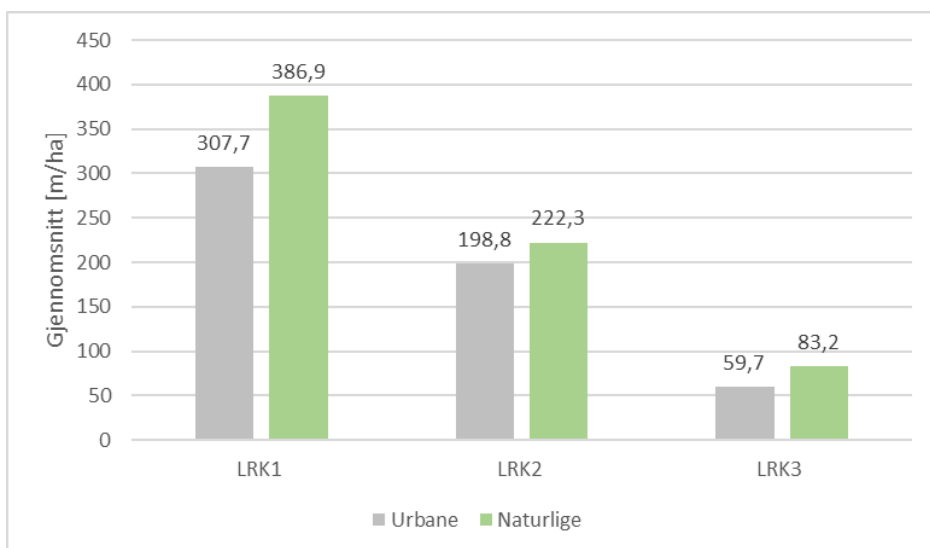
Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 139 32
μ_k = 576,69 705,10



D.3.4 L_{RK1}-L_{RK3}

	L _{RK1}	L _{RK2}	L _{RK3}
URBANE			
Gjennomsnitt	307,66	198,79	59,73
Standardavvik	106,93	103,01	62,87
Min	48,45	0,00	0,00
Maks	867,68	567,71	260,36
Median	311,74	172,40	53,85
Koeffisient for variasjon	0,35	0,52	1,05
NATURLIGE			
Gjennomsnitt	386,93	222,34	83,19
Standardavvik	108,00	89,10	74,25
Min	231,00	60,25	0,00
Maks	697,43	480,69	205,84
Median	364,31	209,07	88,48
Koeffisient for variasjon	0,28	0,40	0,89



ONE-WAY ANOVA

N =	171	(Totalt antall prøver)
k =	2	(Antall grupper)
SSE =	1939629,99	(variasjon mellom prøver)
SSA =	163429,59	(variasjon mellom grupper)
SST =	2103059,58	

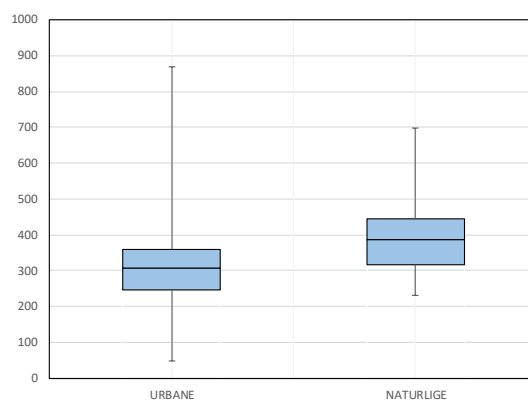
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = **0,050** (Signifikansnivå)
p = 0,000 (p-verdi)

Forkast H₀, minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike ved et signifikansnivå α

Q1 =	0,25	(Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 =	0,75	(Persentil for øvre kvartil i graf)

n _k =	139	32
μ _k =	307,66	386,93



ONE-WAY ANOVA

N = 171 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 1710423,49 (variasjon mellom prøver)
SSA = 14432,20 (variasjon mellom grupper)
SST = 1724855,69

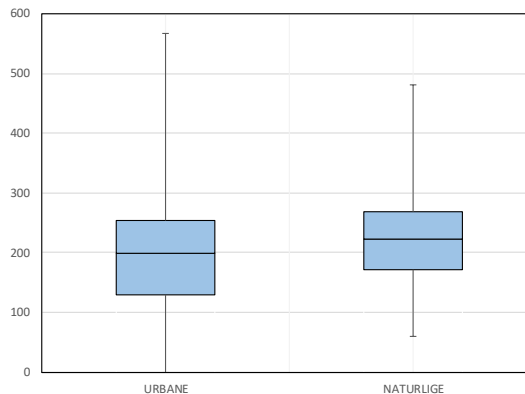
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,234 (p-verdi)

Akseptert H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 139 32
μ_k = 198,79 222,34



ONE-WAY ANOVA

N = 111 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 78,85 (variasjon mellom prøver)
SSA = 0,38 (variasjon mellom grupper)
SST = 79,23

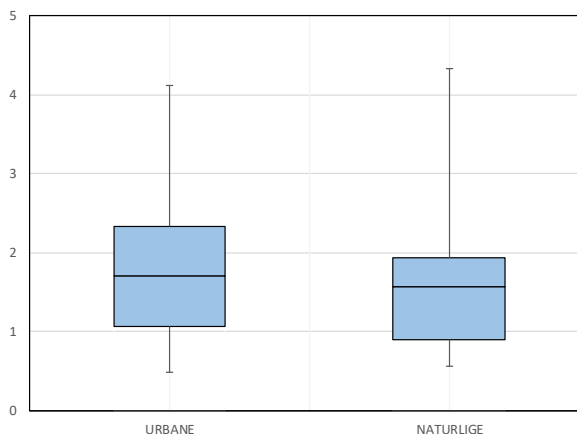
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,467 (p-verdi)

Akseptert H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

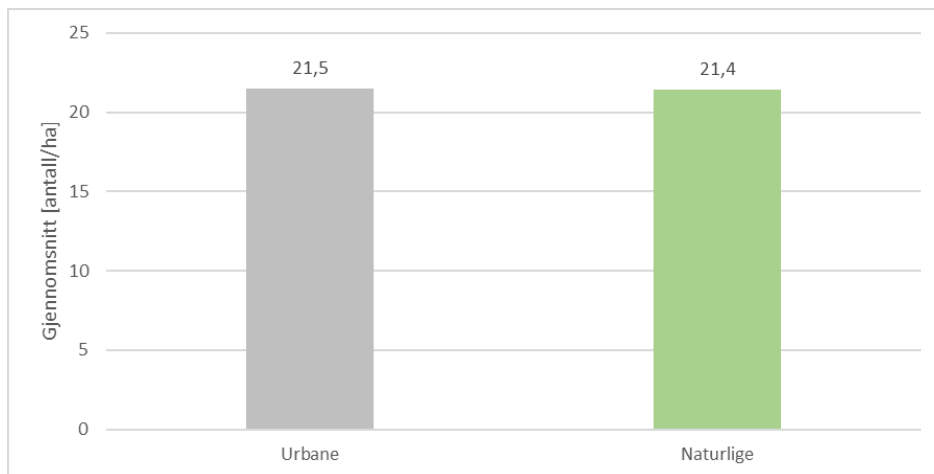
Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 89 22
μ_k = 1,71 1,56



D.3.5 N_T

NT	
URBANE	
Gjennomsnitt	21,5
Standardavvik	5,9
Min	4,6
Maks	41,2
Median	21,4
Koeffisient for variasjon	0,3
NATURLIGE	
Gjennomsnitt	21,4
Standardavvik	5,1
Min	12,5
Maks	30,3
Median	21,0
Koeffisient for variasjon	0,2



ONE-WAY ANOVA

N = 171 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 5659,11 (variasjon mellom prøver)
SSA = 0,16 (variasjon mellom grupper)
SST = 5659,27

H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like

H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)

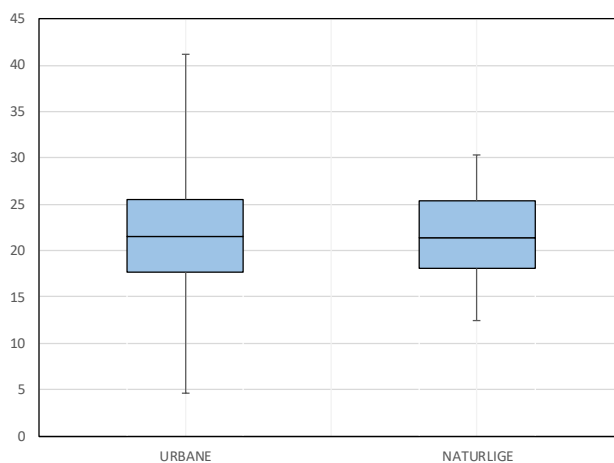
p = 0,945 (p-verdi)

Akseptert H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)

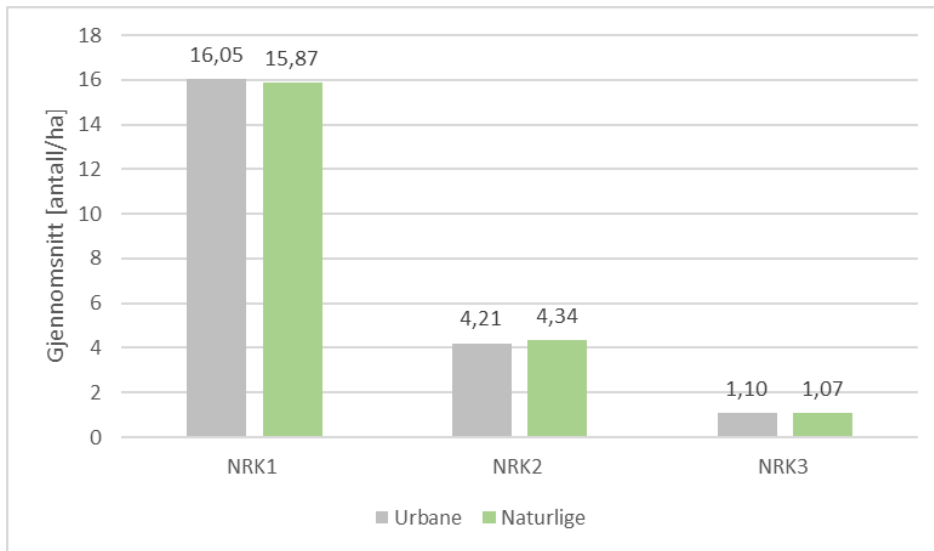
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

n_k = 139 32
 μ_k = 21,47 21,39



D.3.6 NRK1-NRK3

	NRK1	NRK2	NRK3
URBANE			
Gjennomsnitt	16,05	4,21	1,10
Standardavvik	4,37	1,53	1,06
Min	4,62	0,00	0,00
Maks	28,81	8,23	4,12
Median	16,04	4,10	1,01
Koeffisient for variasjon	0,27	0,36	0,97
NATURLIGE			
Gjennomsnitt	15,87	4,34	1,07
Standardavvik	3,67	1,41	1,06
Min	8,32	1,05	0,00
Maks	24,02	8,65	4,32
Median	15,91	4,20	0,91
Koeffisient for variasjon	0,23	0,32	0,98



ONE-WAY ANOVA

N = 171 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 3056,74 (variasjon mellom prøver)
SSA = 0,84 (variasjon mellom grupper)
SST = 3057,58

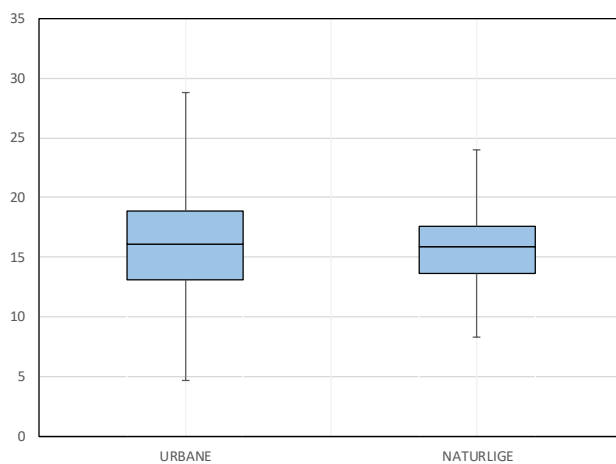
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,829 (p-verdi)

Akseptert H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

$n_k =$ 139 32
 $\mu_k =$ 16,05 15,87



ONE-WAY ANOVA

N = 171 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 382,38 (variasjon mellom prøver)
SSA = 0,47 (variasjon mellom grupper)
SST = 382,85

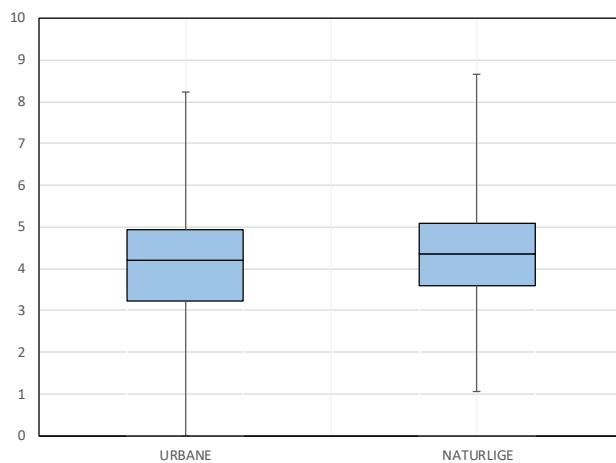
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,650 (p-verdi)

Akseptert H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

$n_k =$ 139 32
 $\mu_k =$ 4,21 4,34



ONE-WAY ANOVA

N = 111 (Totalt antall prøver)
k = 2 (Antall grupper)
SSE = 78,85 (variasjon mellom prøver)
SSA = 0,38 (variasjon mellom grupper)
SST = 79,23

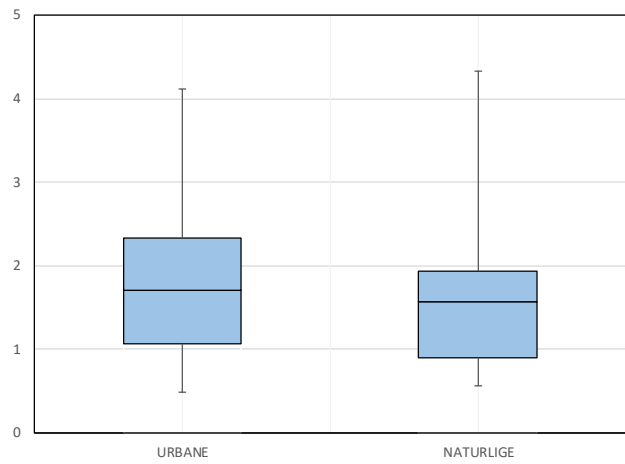
H₀: Gruppe-gjennomsnitt er like
H₁: Minst to gruppe-gjennomsnitt er ulike

α = 0,050 (Signifikansnivå)
p = 0,467 (p-verdi)

Akseptert H₀, gruppe-gjennomsnitt er like ved et signifikansnivå α

Q1 = 0,25 (Persentil for nedre kvartil i graf)
Q3 = 0,75 (Persentil for øvre kvartil i graf)

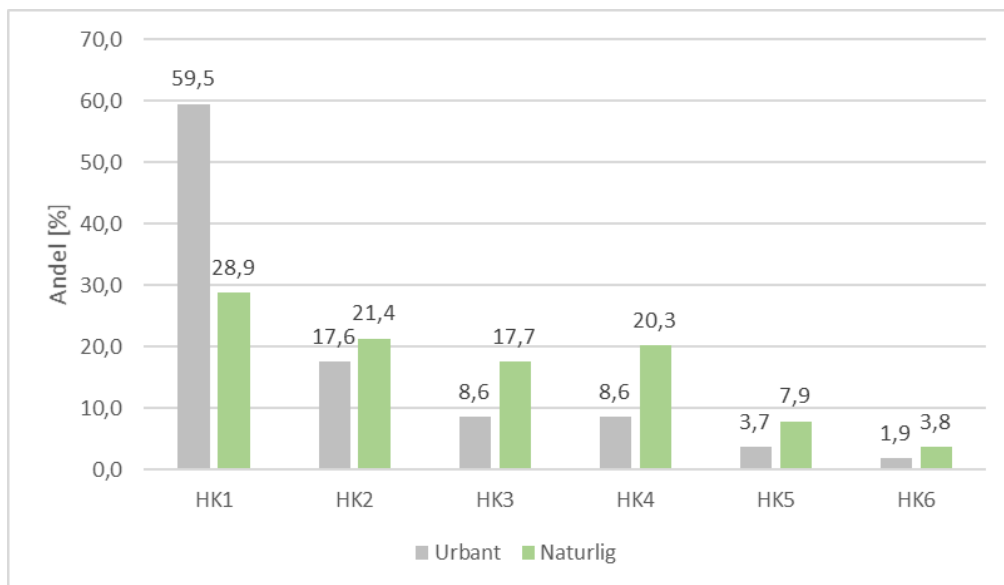
n_k = 89 22
 μ_k = 1,71 1,56



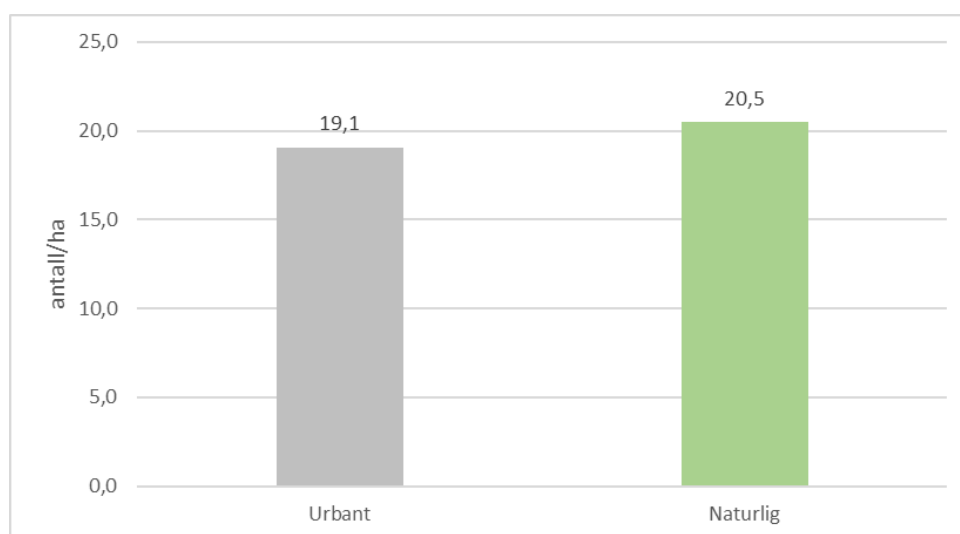
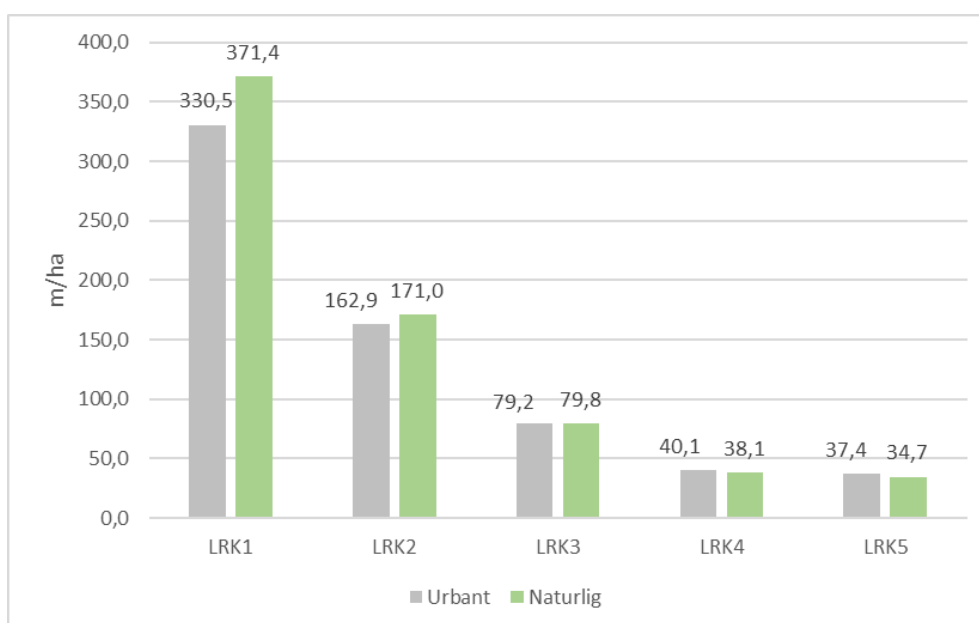
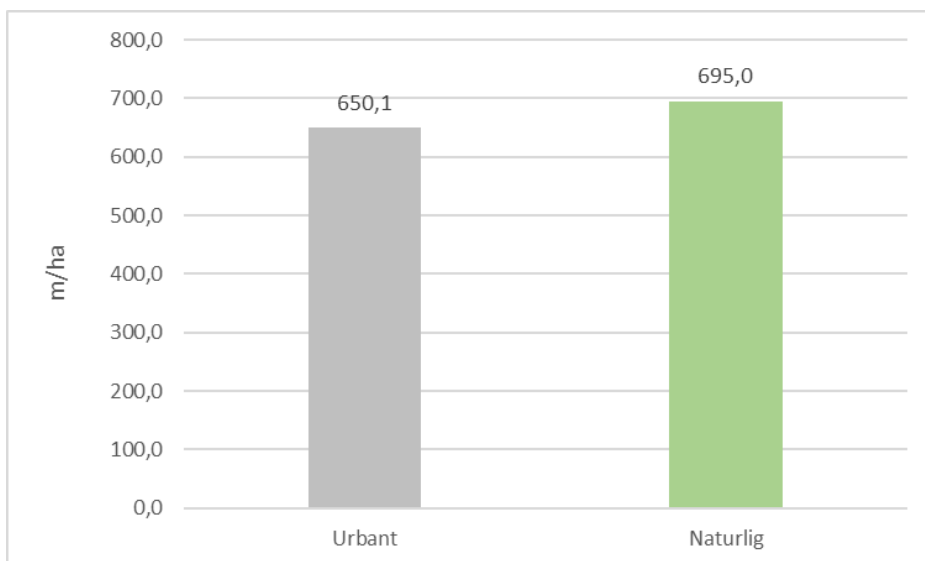
Vedlegg E

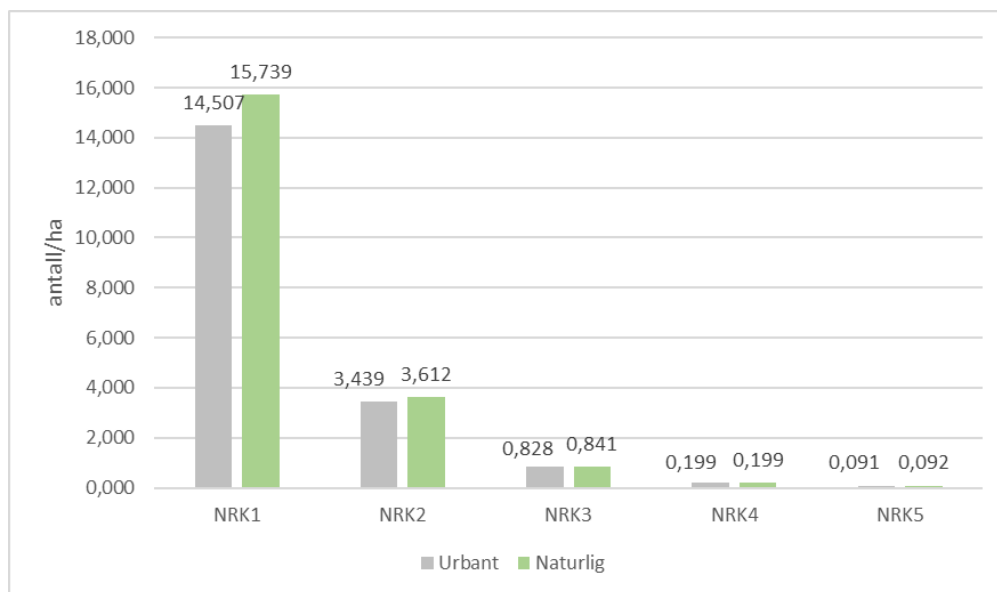
E.1 Tilleggsanalyser for Oslo

E.1.1 Helningsklasser

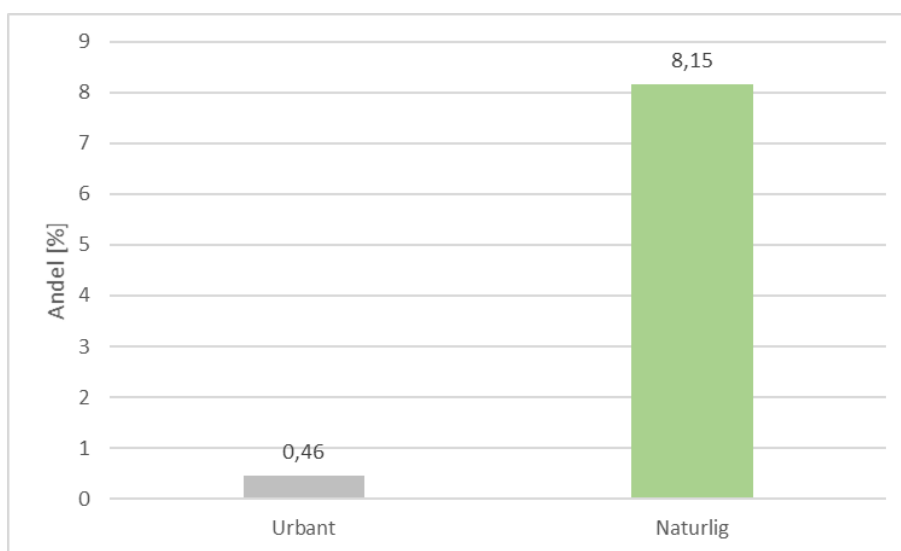


E.1.2 Rangklasser

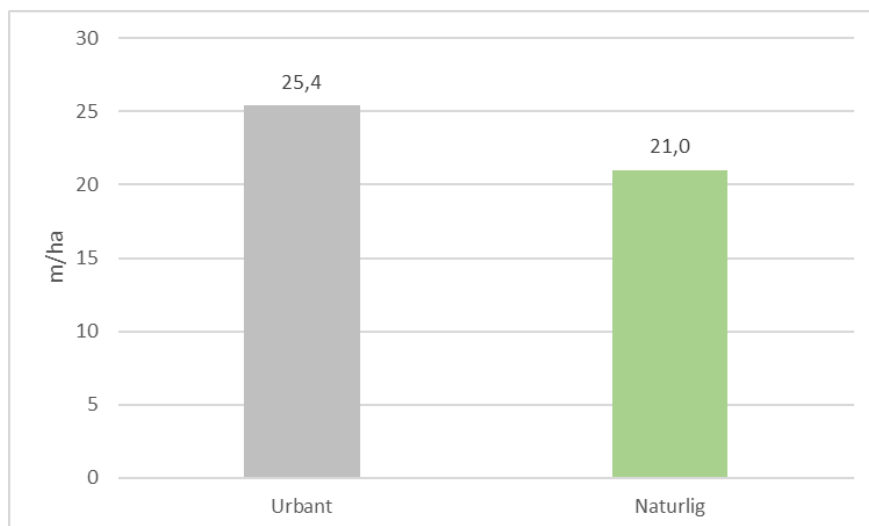




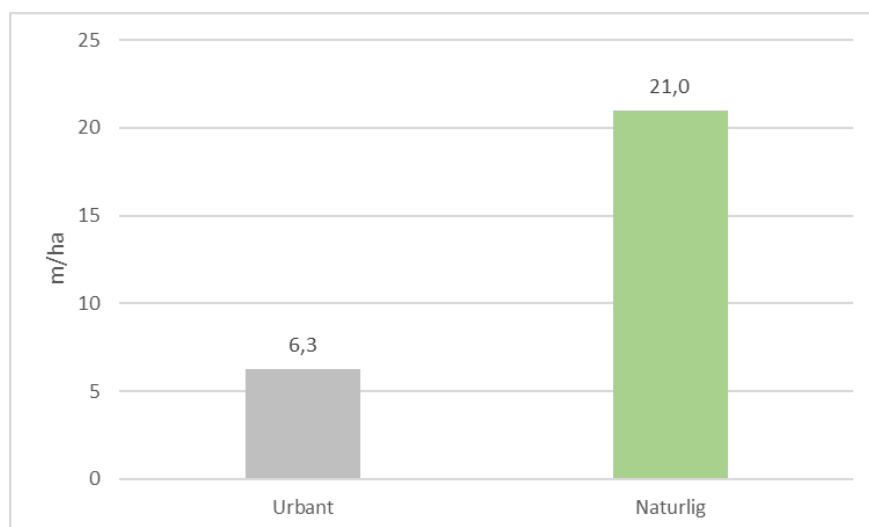
E.1.3 Innsjøandeler



E.1.4 Elvenett før lukking

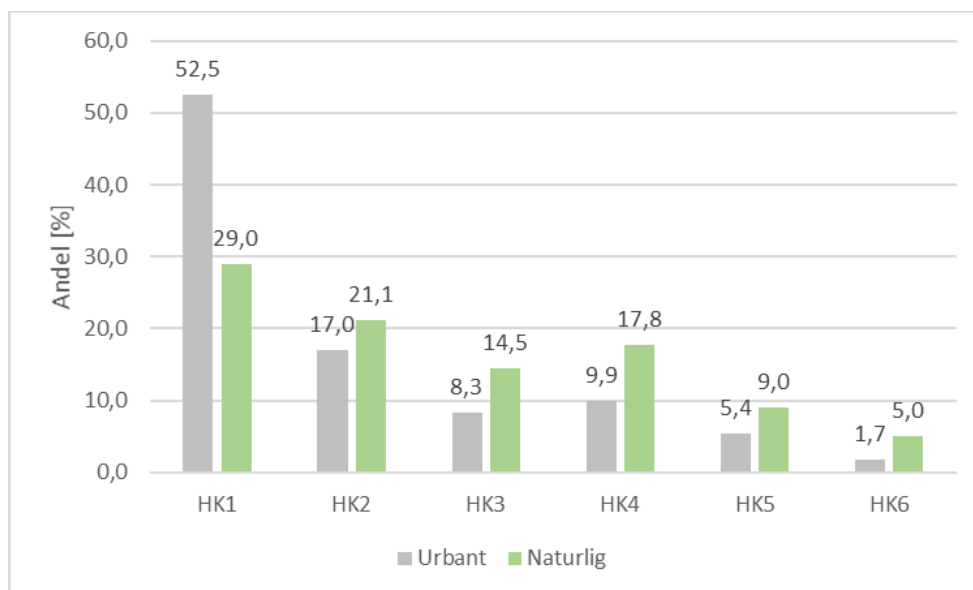


E.1.5 Elvenett etter lukking

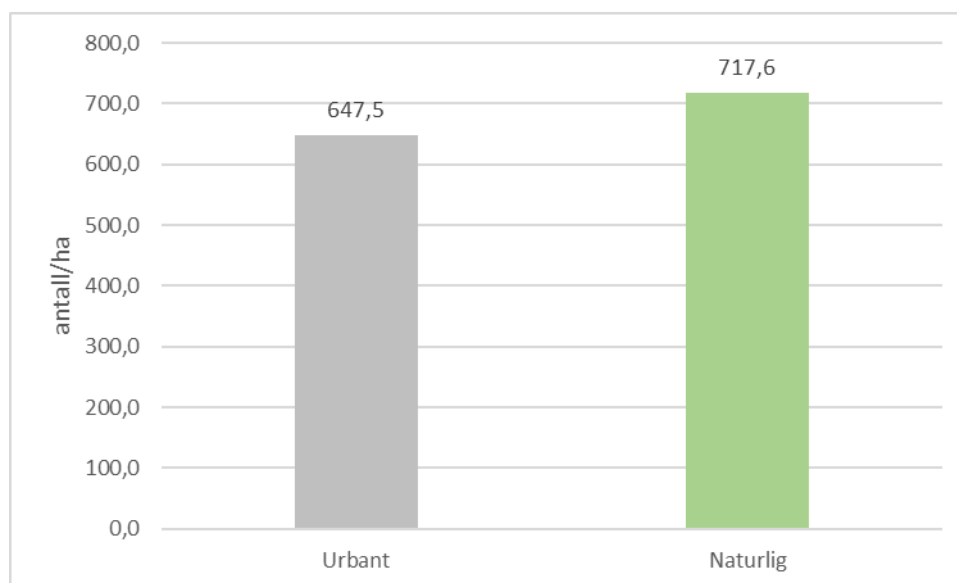


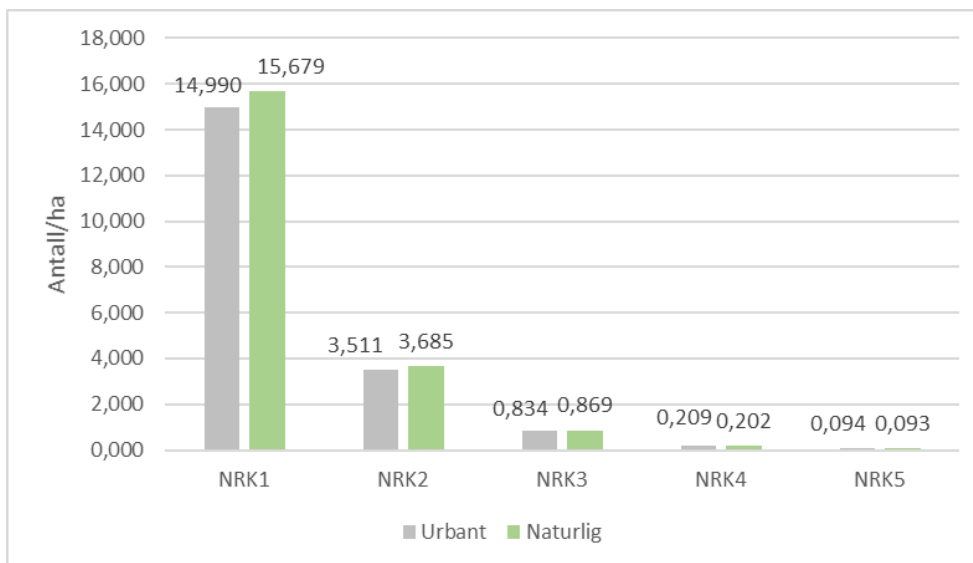
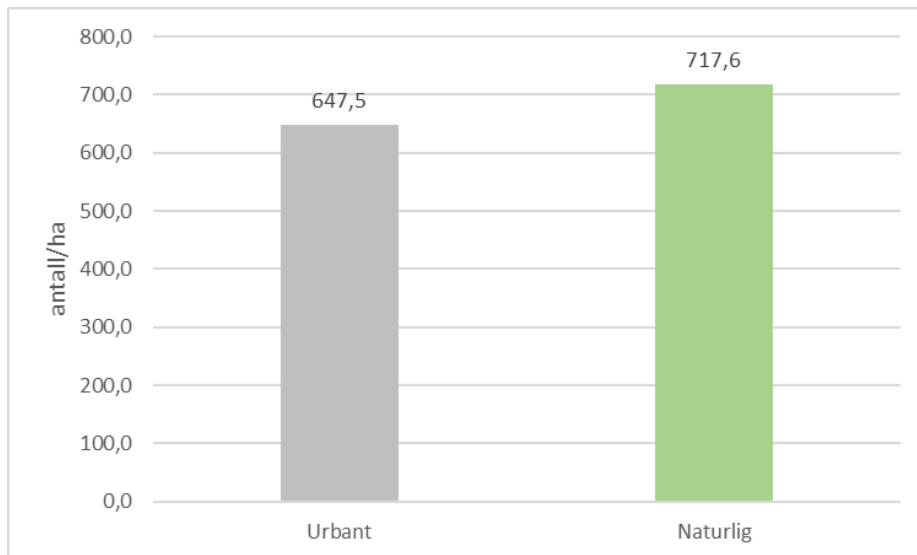
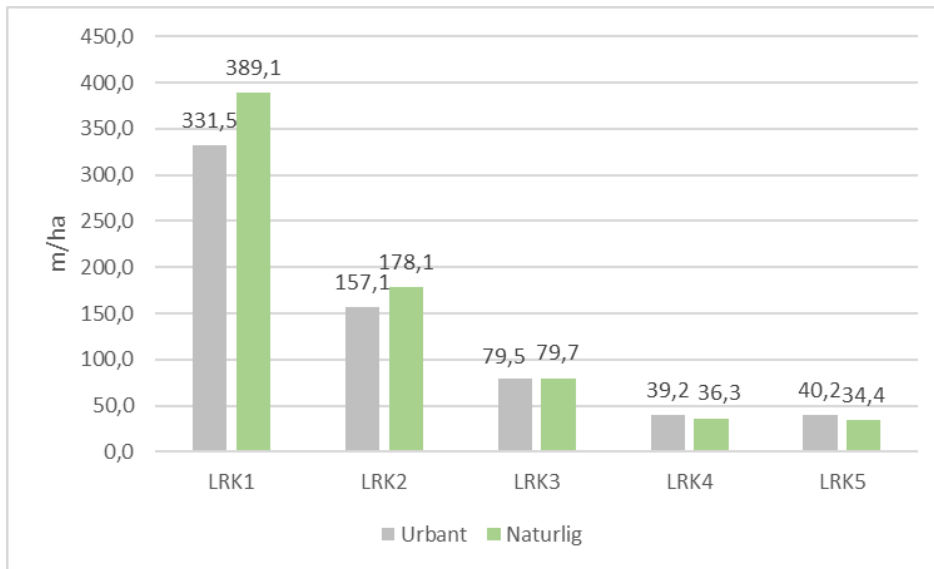
E.2 Tilleggsanalyser for Trondheim

E.2.1 Helningsklasser

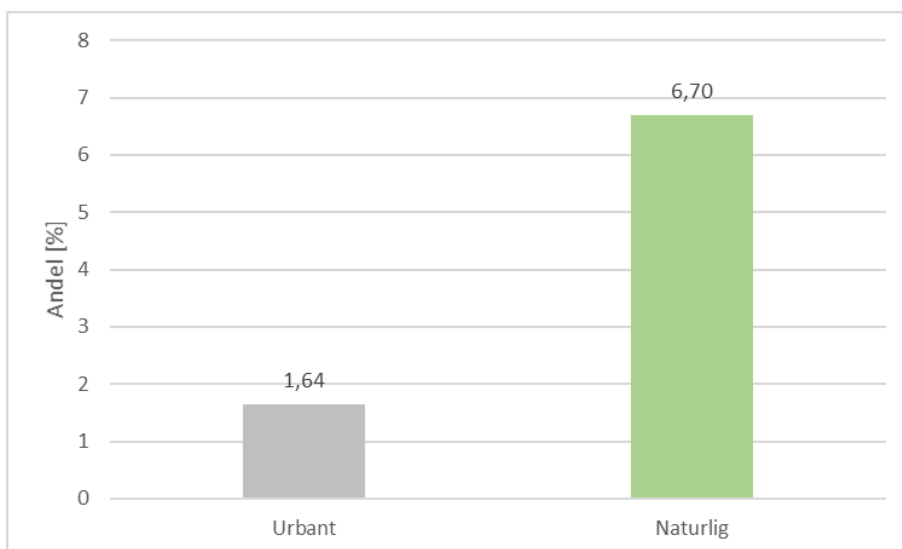


E.2.2 Rangklasser

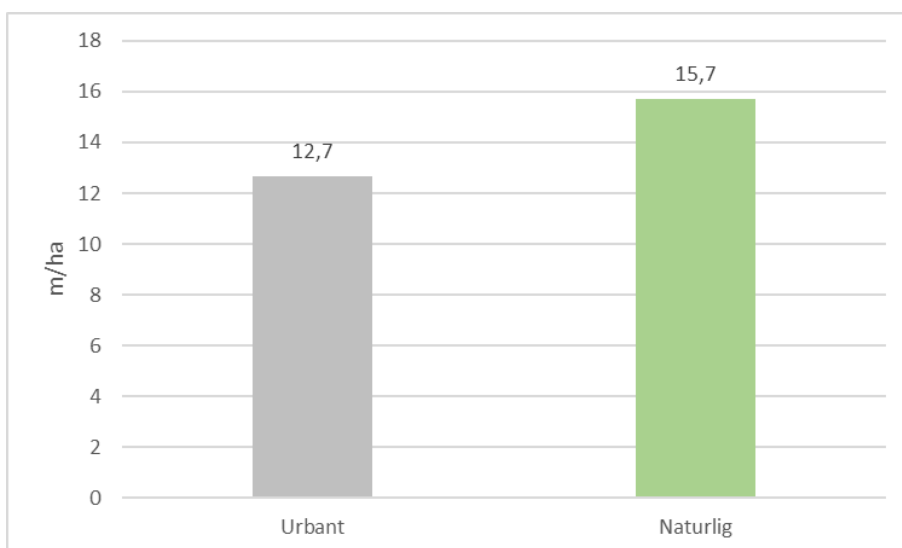




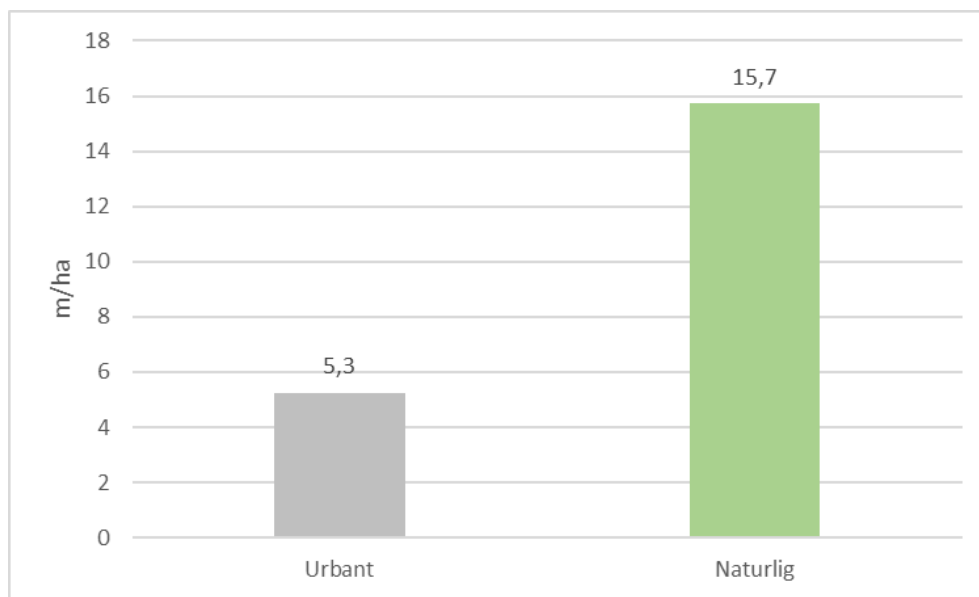
E.2.3 Innsjøandeler



E.2.4 Elvenett for lukking



E.2.5 Elvenett etter lukking





Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway