

RENT VANN I AVLØP
ESTIMERING AV FREMMEDVANN I MUUSØYA
RENSEDISTRIKT, MED BRUK AV TYPEOMRÅDER OG
MODELLERING AV VANNFØRING

ESTIMATIONS OF INFLOW AND INFILTRATION, DIFFERENT TYPES OF
WASTEWATER CATCHMENT AREAS AND MODELING OF WASTEWATER FLOW

ERLING ANDREAS DESSERUD

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR MATEMATISKE REALFAG OG TEKNOLOGI, IMT
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2013



Forord

Denne oppgave markerer avslutningen av en femårig mastergrad ved Universitetet for Miljø og Biovitenskap, vår 2013. Studieretningen er Vann og miljøteknikk, tilhørende Institutt for matematiske realfag og teknologi.

Vann og miljøteknikk tar sikte på å lære studenten intet mindre enn:

«Det teoretiske og praktiske grunnlaget for å kunne planlegge, dimensjonere, bygge anlegg og utføre tiltak som gir rent drikkevann og renser avløpsvann.»

Det er mulig denne oppgave kommer til kort hvis den skulle illustrere at undertegnede behersker alle disse emnene, men det er selvfølgelig ikke hensikten. Denne oppgaven hører derimot hjemme under temaet avløpsvann, oppsamling og transport av avløpsvann gjennom ledningsnettet, fra påslippspunkt til renseanlegg. Forhåpentligvis gir den et innblikk i noe av det undertegnede har lært seg ved dette studiet.

Takk for god hjelp til min hovedveileder Lasse Vråle, førsteamanuensis ved UMB, Geir Lindholm, Rosim AS, og Drammen kommune ved blant andre Dag Lauvås, Hermann Bräuer og Vibeke Olsbu. Takk til min kone Katie og min datter Johanne for støtten gjennom arbeidet med oppgaven.

Ås, mai 2013

Erling Desserud

Sammendrag

Fremmedvann er et stort problem som har store kostnader, store konsekvenser for samfunnet og i takt med befolkningsvekst, sentralisering og klimautvikling, er et tiltakende problem. Det er lite kunnskap om fenomenet, hvordan det oppstår og hvilke faktorer som bidrar.

I denne oppgaven er det forsøkt å bygge en modell for å beregne fremmedvann med utgangspunkt i ulike typer typeområder, det vil si avløpsfelt som av ulike årsaker kan kategoriseres under samme type. Muusøya rensedistrikt i Drammen er benyttet som *case*. Avløpsnett i området framstår som kaotisk, det er vanskelig å gjøre generelle betraktninger for større områder, og avløpsfeltene som utgjør distriktet er svært inhomogene. Allikevel lot hele rensedistriktet seg inndele ved å kategorisere hvert avløpsfelt etter hovedvekten av en gitt egenskap. Følgende typeområder ble etablert og benyttet:

- Eldre separatsystem
- Nyere separatsystem
- Eldre fellessystem, boligområde
- Nyere fellessystem, boligområde
- Avløp felles, sentrum-/næringsområde

De ulike typeområdene er så gitt innstillinger i et modelleringsverktøy i samsvarer med en forventning om fremmedvannsinnntrengning.

Ved å legge til data fra målinger av nedbør, temperatur, fordampning samt spillvannsbelastning simuleres avrenningen i distriktet i perioden 2007-2011. De simulerte vannføringsmålingene er sammenlignet med målt vannføring ved Muusøya renseanlegg og estimatene av fremmedvann er sammenlignet med fortykning av fosforkonsentrasjoner, også fra Muusøya renseanlegg.

Muusøya rensedistrikt har et meget stort omfang av fremmedvann. Påstanden har dekning både i modellberegninger og konsentrasjonsberegninger. Modellen angir andel fremmedvann å være i spennet mellom 79 til 83 % av årlig vannføring, varierende fra år til år. Basert på fosforkonsentrasjoner og fortykning anslås andel fremmedvann å være mellom 74,5 og 83,2 % av årlig vannføring, avhengig av hvilke år det er snakk om og hvilke initalkonsentrasjoner som benyttes i beregningene.

Modellen viser at det er mulig å simulere vannføringen for et helt rensedistrikt med utgangspunkt i ulike typeområder. Det må legges til at modellen er grov og at det er vanskelig å uttale seg om hvor godt simuleringer treffer. Usikkerheten er først og fremst forbundet med at man ikke vet hvilke mengder vann som går i overløp eller tapes gjennom lekkasje, og de tall som benyttes for å estimere tap er basert på grove beregninger.

Abstract

Infiltration and inflow (I/I) is a problem of major importance, with huge costs and major impacts on society. In line with population growth, centralization and climate change, the problem is growing. There is little knowledge about the phenomenon, how it occurs and what factors contribute.

This thesis is an attempt to create a model to calculate I/I on the basis of different types of wastewater catchment areas. The wastewater district of Muusøya, municipality of Drammen, is used as a case study. The wastewater collection system of Muusøya is chaotic, it is difficult to generalize from unique observations to areas of great size, and the wastewater catchment areas that make up the district are inhomogeneous. Nevertheless, it was possible to divide the whole district by categorizing each wastewater catchment area after the prevailing conditions. This led to the following types of wastewater catchments:

- Separate sewer system of old age
- Separate sewer system of new age
- Combined sewer system, old age, residential area
- Combined sewer system, new age, residential area
- Combined sewer system, downtown or industrial area

The different types of wastewater catchments were then given different settings (in a modeling software) to match the expectation of I/I.

By adding data from measurements of rainfall, temperature, evaporation and estimations of wastewater load, total wastewater is simulated for the period 2007-2011. The simulated flow is compared with measured flow from Muusøya wastewater treatment plant (WWTP). Estimates of I/I is compared with the dilution of phosphorus concentrations, based on initial concentrations and concentrations measured at Muusøya WWTP.

I/I have a huge impact on the flow of wastewater at Muusøya WWTP. Both data from the simulations and the measured concentrations of phosphorus supports this statement. The model indicates that the proportion of I/I is in the range of 79 to 83% of the annual flow at the WWTP. Based on phosphorus concentrations and the dilution that takes place between households and the treatment plant, I/I is estimated between 74.5 and 83.2% of the total annual wastewater, depending on the year in question and the initial values used for calculations.

The model shows that it is possible to simulate wastewater flow for the whole wastewater district based on the different types of wastewater catchments. It must be added that the model is rough and it is difficult to comment on how well the simulation concur with the measured flow. The uncertainty is primarily associated with the fact that one does not know what quantities is lost through overflow or leakage, and the figures used for estimating the losses are of great uncertainty.

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	1
1.1	Definisjoner	2
1.2	Avløpsnett	4
1.2.1	Store verdier	4
1.2.2	Historisk innblikk	5
1.2.3	Tilstand	7
1.2.4	Utfordringer	7
1.3	Muusøya rensedistrikt	9
1.3.1	Drammen	9
1.3.2	Nedbørfelt og rensedistrikt	10
1.3.3	Avløpsnett	12
1.3.4	Renseanlegg	13
1.3.5	Framtidsutsikter	14
1.4	Fremmedvann	16
1.4.1	Hva er fremmedvann	16
1.4.2	Hva er normalt	16
1.4.3	Inndeling i komponenter	18
1.4.4	Kilder	19
1.4.5	Konsekvenser	20
1.4.6	Kartlegging og måling av fremmedvann	22
1.4.7	Tiltak for reduksjon	25
2	Metode	27
2.1	Kartlegging	27
2.2	Modell og simulering	29
2.2.1	Modell	29
2.2.2	Simulering	29
2.3	Fosforberegninger	31
2.3.1	Målt initialkonsentrasjon	31
2.3.2	Spesifikke tall	31
2.3.3	Personenheter	31

2.4	Programvare.....	32
2.4.1	Mouse Runoff Calibrator/ Mouse RDII	32
2.4.2	Øvrig programvare	35
2.5	Innhentet data	35
2.5.1	Arealanslag.....	35
2.5.2	Klima.....	36
2.5.3	Ledningsdatabase	37
2.5.4	Rosims modell.....	37
2.5.5	Total-fosfor og vannføring på Muusøya renseanlegg	38
2.6	Feilkilder.....	38
3	Resultater	39
3.1	Enhetsareal.....	39
3.2	Typeområder.....	41
3.3	Simulering	42
3.3.1	2008.....	42
3.3.2	2007 – 2011	45
3.4	Fosforkonsentrasjoner	49
4	Drøfting.....	53
4.1	Kartlegging og inndeling i typefelt.....	53
4.1.1	Valgte egenskaper	53
4.1.2	Alternative egenskaper	55
4.2	Modell og simulering.....	58
4.2.1	Enhetsareal	58
4.2.2	Ikke-urbane felter og Landfallsbekken	58
4.2.3	Typeområder	60
4.2.4	Simulering	60
4.3	Fosforkonsentrasjoner	61
4.4	Muusøya og fremmedvann	62
4.5	Konklusjoner	62
5	Referanser	64
5.1	Personlig kommunikasjon	64
5.2	Skriftlige kilder.....	64
	Vedlegg A – RDII-innstillinger for enhetsareal.....	I

Vedlegg B – RDII-innstillinger for typeområder	II
Vedlegg C - Utledning av konsentrasjonsberegninger.....	III
Vedlegg D - Fosformålinger, samtlige prøver	IV

1 Innledning

Uønsket vann tilføres og trenger inn i avløpsledninger, enten de transporterer spillvann blandet med overvann eller ledninger som transporterer spillvann ufortynnet. Dette er da henholdsvis ledninger i fellessystem og spillvannsledninger i separatsystem. Vannet er uønsket fordi det er av en slik kvalitet at det er unødvendig og uhensiktsmessig å rense på lik linje med normalt spillvann, og det fortrenger det vannet som er tiltenkt å være der. Dette vannet omtales gjerne som fremmedvann.

Fremmedvann er et stort problem som har store kostnader, store konsekvenser for samfunnet og i takt med befolkningsvekst, sentralisering og klimautvikling er et tiltakende problem. Det er for lite kunnskap om fenomenet, hvordan det oppstår og hvilke målbare faktorer som bidrar. Metodene som brukes for å estimere fremmedvannsmengder er for unøyaktige, for dyre og for tids- og informasjonskrevende. Det er derfor nødvendig å utvikle metoder som er mer realistiske og tilgjengeligere for brukere i små norske kommuner med begrenset faglig og økonomisk kapasitet.

Med dette bakteppet er denne oppgaven kommet i stand som et forsøk på å gjøre fenomenet fremmedvann mer håndgripelig. Forsøket går ut på å beskrive et rensedistrikt ved et fåtall konkrete egenskaper, for så å kunne anslå forventede fremmedvannsmengder på bakgrunn av disse. Et rensedistrikt er sjeldent et homogent areal, men er sammensatt av ulike avløpsfelt av ulik karakter og med forskjellig egenskaper ved ledningsnett. Ved å se på et rensedistrikt forsøkes det å inndele i mange delfelt, for så å kunne beskrive hele området ved et fåtalls typer. Disse typene har da utgangspunkt i egenskaper ved avløpssonene og som det antas kan beskrive tilførselen av fremmedvann til de ulike typene.

Studiet bygger på en hypotese om at man kan rangere kategorier i et avløpsfelt med hensyn til tilført fremmedvannsmengder.

Dette forutsetter:

- 1) At en kan finne egnede kategorier for avløpsfelt med typiske variasjoner med hensyn til fremmedvannsmengder.
- 2) At en kan finne gitte parametersett i RDII-modellen¹ som beskriver variasjon i fremmedvannsmengden for de valgte kategoriene.

Hensikten med dette arbeidet er å kunne anslå fremmedvannsmengden for en gitt type avløpsfelt. Om dette lar seg gjøre gir dette et sammenligningsgrunnlag hvor et avløpsfelt kan sammenlignes med lignende og hvor man med målinger av fremmedvann kan avgjøre om det samme feltet er et godt eller mindre bra område med hensyn til fremmedvanninntrengning. En tredje konsekvens kan være at arbeidet bidrar til utviklingen av et lavterskel-brukergrensesnitt for modellberegninger.

¹ Programvaren som benyttes for å simulere vannføring og beregne fremmedvann. Forklares nærmere under Metode, kapittel 2.4.1.

Avløpsfeltene som undersøkes utgjør Muusøya Rensedistrikt i Drammen kommune og metoden som benyttes innebærer å benytte en enkel datamodell for å beregne vannføring og vannets bestanddeler. Egenskapene som undersøkes er egenskaper som beskriver ledningsnett og avløpsfeltet forøvrig.

Innledningsvis gis først en beskrivelse av sentrale ord som benyttes i denne oppgaven, samt en avgrensning for noen av begrepene. Videre gis det et innblikk i avløpsledningsnett generelt, en beskrivelse av Muusøya rensedistrikt og en redegjørelse for fenomenet fremmedvann.

1.1 Definisjoner

Arealer – avløpszone, delfelt, område, tilrenningsareal, nedslagsfelt, tilsigsfelt, vanntilførselsfelt er alle ord som kan beskrive det samme og som i skriveprosessen har blitt benyttet noe om hverandre. De arealer som det derimot er forsøkt å gi en konkret og egen betydning er:

Rensedistrikt – det området hvor oppsamling av spillvann foregår og hvor spillvannsmengden (og fremmedvann) sendes til et renseanlegg, her Muusøya.

Nedbørfelt – det totale areal som potensielt fanger opp nedbør og videresender vannet mot samme utløp. Det kan argumenteres for at et nedbørfelt alltid er en del av et større nedbørfelt og at et nedbørfelt alltid kan deles opp i flere. I denne oppgave vil derimot nedbørfelt benyttes som det området som sender vann i retning av Muusøya rensedistrikt og Muusøya renseanlegg.

Typeområde – en samlebetegnelse for en type avløpsfelt med gitte egenskaper, ved ledningsnett eller feltet forøvrig, som gjør det hensiktsmessig å skille fra andre delfelt med andre kvaliteter.

Enhetsareal – representerer hvert sitt typeområde. Antall personenheter (PE), areal og areal av tette flater holdes konstant for så å sammenligne de ulike typeområdene (enhetsarealene).

Avløpsvann og spillvann – Avløpsvann benyttes som en fellesbetegnelse for alt vann som har vært brukt, enten det er blitt forurenset eller ikke, både sanitært og industrielt avløpsvann samt overvann. Spillvann omfatter også avløpsvann fra bebyggelse og industri, men skal *per se* ikke inneholde overvann (Norsk Vann, 2013). Denne definisjonen medfører at spillvann brukes for å beskrive den vannføringen som befinner seg på spillvannsledninger i separatsystem og at avløpsvann benyttes for å beskrive vannføringen på fellesledninger.

Avløpsnett – er det samlede system av ledninger i et avløpsanlegg eller innen et avgrenset område (Norsk Vann, 2013). Dette innebærer ledninger tilhørende fellessystem og separatsystem, henholdsvis *avløp felles* og spillvann- og overvannsledninger. Når avløpsnett omtales i denne oppgave er dette for å beskrive ledninger av type avløp felles og spillvann, som begge sender vann i retning av renseanlegget, det vil si oppsamlingsnett. Dette omfatter

altså ikke overvann og distinksjonen benyttes i den hensikt å beskrive at en bekk ikke er tilknyttet avløpsnett, men må gjerne være på overvannsnett, hvor den ledes til nærmeste resipient

Fellessystem – også kalt kombinertsystem, hvor spillvann, overvann og drens vann ledes bort i felles ledning.

Fremmedvann – alt vann som befinner seg på avløpsnett som ikke er spillvann.

Fortynningsgrad – forholdet mellom initialkonsentrasjon og konsentrasjon målt på et senere tidspunkt, av et stoff som det er hensiktsmessig å benytte. I denne oppgaven benyttes totalfosfor som sporstoff.

Industrielt avløpsvann – avløpsvann som stammer fra ulike industriprosesser. Inneholder partikulært og/eller oppløst stoff (prosessvann) og kan være oppvarmet (kjølevann). Industriavløp varierer i mengde og sammensetning, avhengig av bedriftens art og produksjonsmasse (Ødegaard, 2012).

Hydrologisk minne – i forståelsen av fremmedvann og bidragskomponenter kan det skilles mellom en direkte og en indirekte nedbøravhengig komponent. Sistnevnte er da avhengig av hydrologiske hendelser forut den aktuelle situasjon, det hydrologiske minnet.

Ledningsnett – med ledningsnett menes alltid avløpsnett, med mindre det ikke er spesifisert at det også gjelder vannledninger.

Overløp – Overløp er en teknisk innretning som leder vann ut av ledningsnett ved for høy belastning på ledningsnett. Vannet ledes vekk via andre systemer som overvannsledninger, grøfter o.l. og utenfor eventuelle renseinnretninger. Overløp medfører tap av forurensning fra ledningsnett.

Overvann – overflateavrenning fra gårdsplasser, gater, takflater m.m. som avledes på overflaten og videretransporteres via overvannsledninger eller fellesledninger. Sammenlignet med spillvann er overvann ofte lavere innhold med hensyn til konsentrasjon av næringsalter, mens konsentrasjonen av organisk stoff kan være høyere (Ødegaard, 2012).

Personeheter (PE) og personekvivalenter (pe) – Personeheter omfatter både bidrag fra personer bosatt innenfor et rensedistrikt(p) og personekvivalenter (pe), det vil si et bidrag fra erverv, industri m.m. ekvivalent med et antall personer (Vråle, 2011).

Påslipp – er den mengde spillvann, forurensning e.l. som tilføres avløpsnett og rensanlegget pr. tidsenhet. Belastning benyttes også. En form for motsatt til vannforbruk fra vannledningsnett.

Separatsystem – består av både spillvannsledninger og overvannsledninger, hvor da spillvannsledningene frakter spillvann og overvannsledningene overvann. Egentlig er denne beskrivelsen forbehold to-rørs separatsystem, da også ett-rørs separatsystem, det vil si rene spillvannsledninger eller overvannsledninger, forekommer.

Spesifikk vannmengde – Spesifikk vannmengde inn på renseanlegg. Med utgangspunkt i de vannmengder som renseanlegget mottar kan det beregnes hvor mye denne vannmengden tilsvarer når den deles på antall tilknyttede personer. Dette er da ikke et virkelig bidrag, men sier noe om andelen fremmedvann i forhold til opprinnelig, ufortynnet spillvann.

Spillvann – Forurenset avløpsvann fra bebyggelse og industri. Særlig benyttet om avløpsvann som ledes bort i egen ledning ved separatsystem (Norsk Vann, 2013).

Tilknytningsandelen – Tilknytningsandelen forteller hvor stor andel av kommunens innbyggere som er tilknyttet det kommunale ledningsnett (Berge og Mellem, 2012).

Tilføringsgrad - Tilføringsgrad er forholdet mellom produsert forurensningsmengde og mengde forurensning målt et gitt sted, for eksempel ved renseanlegget. Tilføringsgraden beregnes på grunnlag av vannmengdemålinger og målinger av konsentrasjoner i form av tilført massetransport av ett eller flere sporstoff.

Totalfosfor – Fosfater klassifiseres som ortofosfater, polyfosfater og organiske fosfater. Totalfosfor omfatter da en måling av alle tre utgaver. (Pennsylvania Department of Environmental Protection, 2013). Forkortes Tot-P.

1.2 Avløpsnett

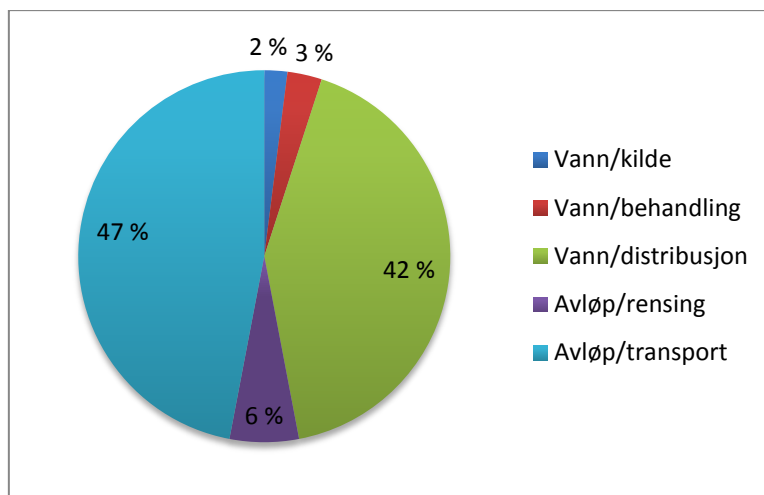
Ledningsnett, både på vann og avløp, representerer store verdier i det norske samfunn. I dette kapitlet forsøkes det å gi et innblikk i hvilke verdier det dreier seg om, hvordan avløpsledningsnett er kommet til, dagens tilstand samt fremtidige utfordringer og utvikling.

1.2.1 Store verdier

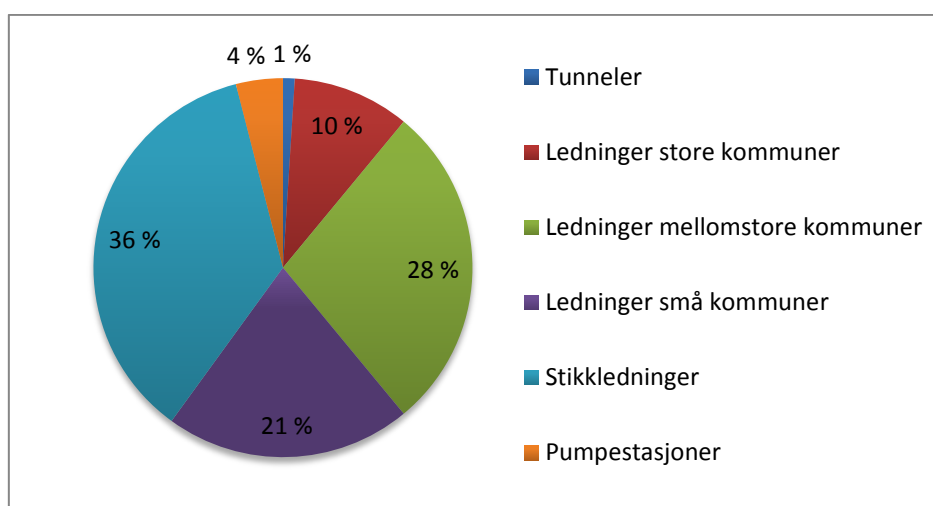
For å gi et estimat av hvilke verdier som ligger i ledningsnett benyttes begrepet gjenanskaffelsesverdi, det vil si «det beløp som må investeres for å bygge et nytt, tilsvarende anlegg, basert på dagens metoder og materiale» (Ødegård et al., 2013).

Den totale gjenanskaffelsesverdien for vann- og avløpsanlegg i Norge er beregnet til 1053 milliarder kroner, ca. 200 000 kroner pr. innbygger, om lag 40 % av Norges bruttonasjonalprodukt (Ødegård et al., 2013) eller nesten 30 % av Statens pensjonsfond utland (oljefondet) (Finansdepartementet, 2013). Dette tallet innebærer private så vel som offentlige anlegg, eksklusivt merverdiavgift.

Tallene er hentet fra rapporten *Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren* utgitt av Norsk Vann (B17/2013) (Ødegård et al., 2013) og bygger på en undersøkelse som deler VA-sektoren inn i fem undergrupper. Disse er, for vann: kilde, behandling og distribusjon, og for avløp: rensing og transport av avløp. Ledningsnett, det vil si transportsystemet for både drikkevann og avløp, utgjør 90 % av verdiene, hvor avløpsnett er den av de to hvor det er beregnet størst gjenanskaffelsesverdi. Andel de ulike undergruppene utgjør av total gjenanskaffelsesverdi illustreres i figur 1-1. Verdiene av avløpstransportanlegg er beregnet til 496 milliarder kroner og omfatter hovedsakelig stikkledninger, ledninger mellomstore kommuner og ledninger små kommuner, se figur 1-2.



Figur 1-1 Gjenanskaffelsesverdi og andel av sektor (Ødegård et al., 2013)



Figur 1-2 Kostnadsfordeling avløpstransportanlegg (Ødegård et al., 2013)

For 2001 ble den totale gjenanskaffelsesverdien av norske vann- og avløpsanlegg beregnet til ca. 434 milliarder kroner (Finsrud, 2003). Økningen mellom disse to rapportene er dermed på over 100 %. Årsaken til denne voldsomme økningen ligger blant annet i en økning av antall VA-anlegg. Eksempelvis har avløpsledningsnett økt med 30 % og antallet pumpestasjoner er mer en fordoblet. Dette indikerer at mer ressurser brukes på nybygging enn fornyelse og vedlikehold (Ødegård et al., 2013).

Denne fremstillingen av verdier gjennom å se på gjenanskaffelse illustrerer at det dreier seg store verdier. Man må allikevel huske på at disse verdiene er ikke blitt til på en gang, men er akkumulert over mange år, slik som også ledningsnett har blitt til gjennom mange år.

1.2.2 Historisk innblikk

Utbyggingen av avløpsnett er nært knyttet til en bys eller tettsteds utvikling forøvrig. Her gis et kort innblikk i hvordan avløpsnett har kommet i stand i Oslo.

De første spillvannsrenner i Christiania² (Oslo) ble anlagt allerede på slutten av 1600-tallet, men det var først på midten av det 19. århundre at arbeidet med å bygge byens hovedavløpssystem startet (OVA, 1997). I 1853 ble det første fellessystem anlagt med leirerør fra England (Johansen, 2004). Utover 1880-90 årene ble det anlagt betydelige strekninger med leirrørskloakker, fra gate til nærmeste resipient. Rensing av spillvann og håndtering av overvann var ikke ansett som adskilte prosesser og derfor var fellessystem, det vil si ledninger som leder både overvann og spillvann, en naturlig løsning (OVA, 1998). Dette har dessuten praktiske konsekvenser som at vannet fremstår som renere og at man får oftere utskylling av ledningsnett og dermed også mindre avleiring og tilstopping (Vråle, 1993).

Med introduksjonen av vannklosetter ble behovet for håndtering av avløpsvann endret. I 1911 var det 1269 vannklosetter i bruk i Christiania (OVA, 1998).

Rene spillvannsledninger fantes tidlig. Aker kommune (innlemmet i Oslo i 1948) fikk i 1913 tillatelse for tilkobling til Christianias avløpsnett med krav om at kun «almindelig spillvann» skulle inn på ledningsnett. Aker hadde på denne tid et avløpssystem som bestod av en avløpsledning og som fra begynnelsen bare skulle benyttes til spillvann. Overvann ble ført til terreng, bekk, elv eller sjø av grunneier eller veivesen. Dette kan med andre ord betegnes som et ett-rørs separatsystem med lokal overvannshåndtering (LOD). Etterhvert som byen vokste ble bekker lukket og avløpssystemet gikk over i en mellomløsning hvor avløpsledningene mottar noe overvann samtidig som man har grader av LOD (OVA, 1998).

I 1920 vedtok Christiania å anlegge samlekoakker (avskjærende ledninger) for å samle kloakkvannet som så kunne føres ut på dypt vann i fjorden. Dimensjoneringen ble gjort på bakgrunn av at en regnet med en belastning på 190 liter pr. innbygger og døgn, fra en befolkning som varierte fra 250 til 600 mennesker pr. hektar, avhengig av bebyggelsens art. I tillegg til spillvann skulle ledningene også kunne transportere overvann fire til fem ganger så stor som tørrværmengden. Eventuell øvrig vannføring skulle gå urensset til vassdrag eller fjord (OVA, 1998).

I etterkant av andre verdenskrig ble det igangsatt utbygging av drabantbyer. Med dette fulgte en omfattende legging av avløpsledninger. I 1948 ble det besluttet at et to-rørs separatsystem skulle brukes konsekvent over hele Oslo. Bakgrunnen for dette var ønske om en best mulig løsning, både teknisk og økonomisk. Man var også klar over ulempene med de mange overløpene på fellessystemet, som i regnvær sender forurenset avløpsvann til ofte svake resipienter. Dessuten fremstod separatsystemet som klart fordelaktig når det gjaldt bygging og drift av renseanlegg. Overvann skulle holdes utenfor spillvannsledninger og slik begrenset man belastningen på pumpestasjoner og renseanlegg (OVA, 1998).

Utover 1970-årene var det store forurensninger i sjø og vassdrag og det ble nødvendig å foreta omfattende endringer i planer og systemløsninger. Det var ikke økonomisk mulig i overskuelig fremtid å fullbyrde ombyggingen fra fellessystem til separatsystem. I svært mange tilfeller ble dessuten spillvann og overvann koblet sammen i fellessystem nedstrøms, noe som medførte at man i virkeligheten hadde et uvirksomt separatsystem. Det ble også

² Oslo het i perioden 1624-1925 Christiania, etter kong Christian IV. Fra 1877 også skrevet Kristiania

avdekket omfattende utlekkasje på det eksisterende separatsystem, fra spillvannsledningen til overvannsledningen. I tillegg oppdaget man at overvannet fra sentrale strøk inneholder forurensning og at det derfor ikke er en god løsning og lede dette vannet urensset til nærmeste resipient. Samlet sett medførte dette at man valgte å beholde store deler av fellessystem i tettbebygde, sentrale strøk og at man i stedet forsøkte å etablere fordrøyningsmagasiner for begrense mengden vann som går i overløp. Separatsystem ble fremdeles ansett som en aktuell løsning ved utvidelse av virksomme separatsystem og man så heller ikke bort fra at uvirksomme separatsystem i fremtiden kunne bli virksomme, om det lå innenfor forsvarlige økonomiske rammer.

1.2.3 Tilstand

Med jevne mellomrom dukker nyhetsartikler frem i norsk presse med rop om varsko om ledningsnettets tilstand. Dette dreier seg stor sett om drikkevannsnett, selv om avløpsnett ansees å være i dårligere tilstand. I en spørreundersøkelse blant kommuner i Norge ble avløpstransport rapportert som tjenesten (i vann- og avløpsfaget) av minst god kvalitet (Norsk Vann, 2012). Mye av årsaken til avløpsnettets tilstand kan forklares med de rutiner for vedlikehold og fornyelse som er blitt og delvis praktiseres den dag i dag. Av dette kan man anta at det er en visshet om at transportsystemet for avløp nedprioriteres og at det er i dårligere stand enn de øvrige tjenestene. Grunnen til at dette kan blant annet skyldes at problemene i avløpsnett i stor grad skjer uten at man vet om de eller at utbedring av transportsystemet forekommer i mindre grad og at man dermed ikke vet hvilke tilstand det er i. Dette gjelder i mindre grad vandistribusjon og skyldes antagelig at eventuelle feil med drikkevannet kan få øyeblikkelige konsekvenser av alvorlig art.

Vedlikehold av avløpsledningsnett bærer og har delvis båret preg av akutt utbedring ved registrering av brudd, driftsstans og skader. På samme måte som med bygninger og veier er vedlikehold av avløpsnett en oppgave som kan utsettes over lengre tid uten at man nødvendigvis merker nevneverdig nedsatt systemfunksjon. Om vedlikeholdet utsettes for lenge øker antallet kostbare driftsforstyrrelser som igjen forringer byens miljø og trivsel. Dessuten er metodene ofte dyrere ved akutt utbedring enn ved planlagt vedlikehold (OVA, 1997). Fornyelse er stort sett initiert av utbyggingsprosjekter og et stadig økende krav om hygiene og miljø (OVA, 1997).

I 2011 ble 0,44 % av det kommunale spillvannsnett skiftet ut, eller 156 km, i Norge. På samme tid ble det lagt 407 km nytt spillvannsnett, noe som innebærer at nyleggingen skjer langt raskere enn utskifting. Med denne utskiftingstakten vil det ta 200 år å skifte ut hele ledningsnett (Statistisk sentralbyrå, 2012). Det er vanlig å anta 100 års levetid for avløpsrør og derfor er anbefalt årlig utskiftingstakt 1 %.

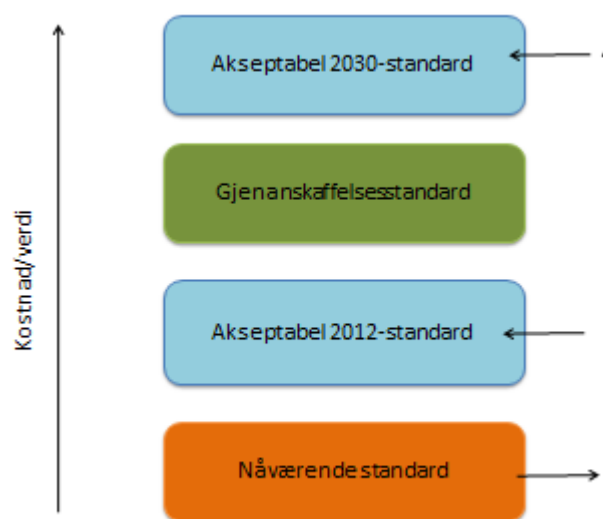
1.2.4 utfordringer

Norsk vann og avløpssektor står overfor en rekke større utfordringer i årene som kommer. Ødegård et al. (2013) beskriver at vedlikeholdsetterslepet er stort og at prognoser for økt befolkning, urbanisering (økt andel tette flater) og klimaendringer gir ytterligere utfordringer. I tillegg kommer strengere regelverk, strengere krav til kvalitet og sikkerhet og at sektoren har store utfordringer med å rekruttere tilstrekkelig fagpersonell.

For å bevare akseptabel 2012 standard i 2030 ansees det nødvendig å investere 290 milliarder kroner i offentlige og private VA-anlegg (Ødegård et al., 2013). I tillegg forventes det at fremtiden medfører endrede investeringsbehov grunnet utvikling tilknyttet klimaendringer og overvannsutfordringer, befolkningsøkning og urbanisering, energi og miljø, sikkerhet og sårbarhet, service- og samfunnskrav, samt ledningsfornyelse. Dette nye investeringsbehovet anses å være i størrelsesorden 45 % høyere enn behovet for oppgradering for å nå akseptabelt 2012-standard (ibid.). Figur 1-3 illustrerer at det er forskjellen mellom nåværende standard, akseptabel 2012-standard, gjenanskaffelsesstandard og akseptabel 2030-standard.

I takt med befolkningsvekst, sentralisering og klimaendringer øker tilførselen av vann til avløpsnett. Befolkningsveksten medfører økte spillvannsmengder og medfører økt transportbehov og renskapasitet. Økt grad av sentralisering fører til større andel tette flater, som igjen kan gi større vannmengder på avløpsnett. Klimaendringer innebærer mer nedbør, i mengder og intensitet, og høyere temperatur.

Statistisk sentralbyrås (2012) hovedalternativ for befolkningsframskriving antar at det vil være 6 millioner mennesker i Norge i 2029 og snaue 8 millioner i 2100. Dette er en henholdsvis økning på 20 og 60 prosent fra de 5 millionene som i dag bor i Norge. Om forbruksmønsteret ikke endres vil dette medføre en tilsvarende økning i spillvannsmengder.



Figur 1-3 Kostnad/verdi og investeringsbehov (Ødegård et al., 2013)

Befolkningsveksten skjer gjennom en stadig økt grad av sentralisering, eller urbanisering, hvor mennesker flytter fra små kommuner og spredt bebyggelse, til større tettsteder og byer. Fire av fem nordmenn bor nå i et tettsted og folkemengden i de minst sentrale kommunene har sunket de siste 30 årene (med unntak av de 3 siste årene) (Brunborg et al., 2012). Sentraliseringen er et resultat av en bevisst strategi for byutvikling, i den hensikt at det blant annet reduserer behov for transport (regjeringen.no, 2009). Fortettingen medfører også en økt

andel tette flater (tak, vei m.m.) og økt befolkningstetthet. Dette får igjen konsekvenser for avløpsnettets og hvor stor mengde vann som tilføres avløpsnettets.

Klimaendringene fører blant annet til økte temperaturer og mer regn. Årsmiddeltemperaturen i Norge kan øke med 2,3 °C, 3,4 °C eller 4,6 °C innen 2100 avhengig av om man velger lav, middel eller høy framskrivning (Noregs offentlege utgreiingar, 2010). En økt temperatur vil kunne bidra til å endre eksisterende nedbørsmønster. Økt nedbør vil kunne medføre både økt total mengde og hyppigere regnskyll. Innenfor de samme tre scenarioene opereres det med en total andelsøkning av nedbør på 5, 18 eller 31 prosent innen 2100 (ibid.). Det forventes at økningen vil kunne variere fra region til region, men alt i alt bidrar utviklingen til et behov for å øke dimensjonene på ledningsnettets, fordrøye og/eller begrense tilførselen av vann.

1.3 Muusøya rensedistrikt

I mai 2012 ble nedbørfeltet til Muusøya rensedistrikt endret og et mindre område på sørsiden av Drammenselva ble overført til Solumstrand rensaneanlegg. Dette området kan tilbakeføres ved behov (Olsbu, 2013). Det Muusøya rensedistrikt som behandles i denne oppgave omhandler også området på sørsiden av elva. Dette gjøres for å kalibrere modellen mot måleserier ved rensaneanlegget. Disse dataene stammer fra 2007 til og med 2011.

1.3.1 Drammen

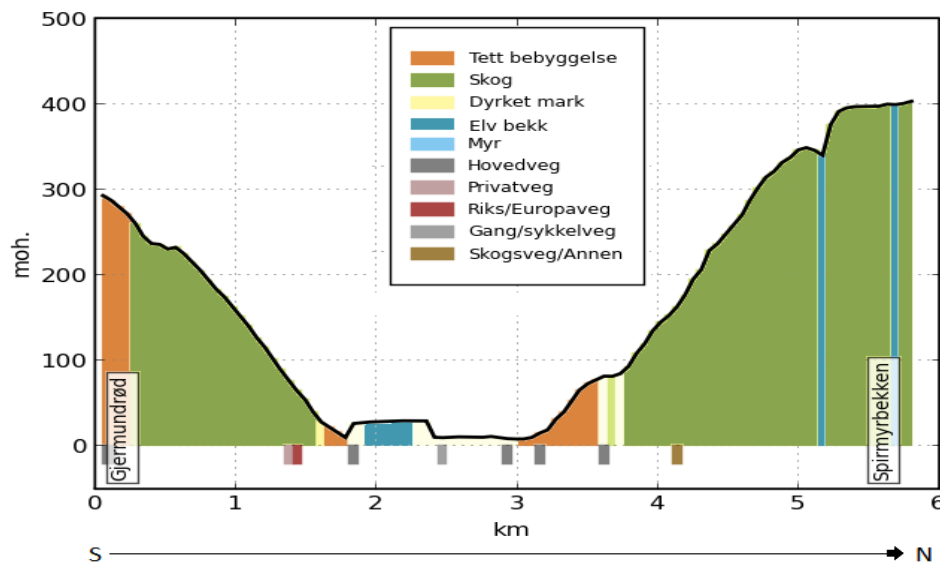
Muusøya rensedistrikt ligger i Drammen kommune i Buskerud fylke, sentralt plassert på Østlandet. Kommunen har 65 000 innbyggere (januar, 2013) og er en kommune i vekst (1,4 % i 2012). I en større sammenheng regner byen seg som regionhovedstad for 160 000 innbyggere (Drammen kommune, 2013).

Landskapet i Drammen er preget av tettbebyggelse langs elva og fjorden, som strekker seg oppover åssidene. Drammen sentrum ligger omtrent på 2 meter over havet (moh.). Drammensmarka ligger jevnt over 400 moh. med topper opp mot 500 moh. I sør av dalsøkket strekker åsen seg opp til 400 moh. før det igjen heller mot sør. Se tverrsnitt av dalsøkket i figur 1-4.

Drammen by bar i mange år preg av å være «i bakevja», «et ikke-sted», og ble til og med benyttet for å referere til en stygg og forurenset by (Miljøverndepartementet, 2007). Gjennomgangstrafikk, byens topografi og elveforurensning kan forklare deler av problemene. Før byggingen av Drammensbrua gikk E18 gjennom byen. Som følge av stor trafikk og byens beliggenhet, ytterst i dalen med bratte åser rundt, var byen plaget av eksos, støv og støy. Drammenselva var til tider svært forurenset og mottok på det meste utslipp fra 15 papirfabrikker samt kloakk fra opp mot 100 000 mennesker (ibid.). I dag er derimot byen i rivende utvikling og bildet av en stygg by er endret til en by hvor mennesker flytter til og vil bo. I 2004 vant Drammen Bymiljøprisen og i 2008 European Planning Award. Denne utviklingen må sees i sammenheng med en generell oppussing, hvor opprydding langs elva og sanering av avløpsnettets har stått sentralt (Hansen, 2013).

Drammen kommune har ca. 500 km avløpsledninger og det meste av områdene i og nær sentrum består av fellessystem. Langs elva og fjorden er det lagt store ledninger som fanger opp avløpsvannet fra det ovenforliggende ledningsnett. Avløpsvannet ledes hovedsakelig til Solumstrand renseanlegg, 12 millioner m³ pr. år, og en mindre andel til Muusøya renseanlegg, 5 millioner m³ pr. år (Hansen, 2013).

Drammensvassdraget er Norges tredje største vassdrag med et totalt nedbørsfelt på 17 110 km² (wikipedia.org, 2013b).



Figur 1-4 Tverrsnitt av Drammensdalen ved Muusøya rensedistrikt. Fra venstre til høyre, Konnerud i sør og Klemmehøgda i nord. Kilde: Kartverket (2013)

1.3.2 Nedbørfelt og rensedistrikt

Ved å ta utgangspunkt i topografien i området kan et areal på nærmere 2500 ha bestemmes som nedbørfeltet til Muusøya renseanlegg, se figur 1-5. Dette overslaget av nedbørfeltet er grovt og basert på den nettbaserte karttjenesten norgeskart.no. Det forutsettes at nedbørfeltet følger topografien, noe som ikke alltid er tilfelle, særlig med tanke på grunnvannsstrømmer. Arealet utgjøres av både Drammen- og Nedre Eiker kommune.

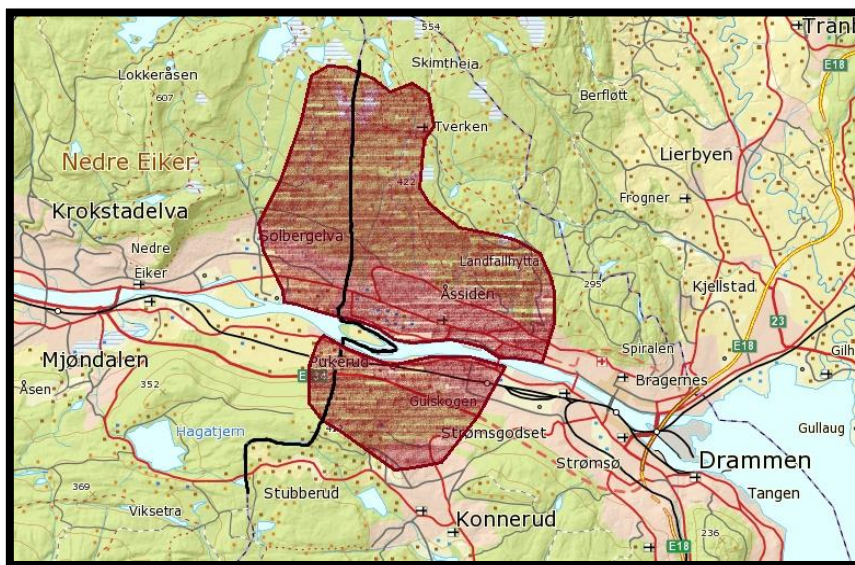
Nedbørfeltet er det areal som potensielt kan sende nedbør i retning av rensedistriktet og renseanlegget. Det aller meste av denne nedbøren vil aldri nå renseanlegget, men strømme ut i Drammenselva gjennom grunnvann, bekker eller overvannsnett. Noe av dette vannet vil likevel ende opp i renseanlegg gjennom innlekking og infiltrasjon, i avskjærende kloakkledninger langs elva eller lenger opp i avløpsnett.

For rensedistriktet å regne menes arealet hvor innsamling av avløpsvann gjøres og føres til renseanlegget. Dette er et mye mindre området enn hele nedbørfeltet og hvor det finnes bebyggelse av ulik art og tetthet, og hvor spillvann samles til et avløpsnett.

På nordsiden av Drammenselva avgrenses rensedistriktet mot Ulverudbekken i vest (i Nedre Eiker kommune), mot «marka» i nord, mot Øvre Sund i øst og Drammenselven i sør. På

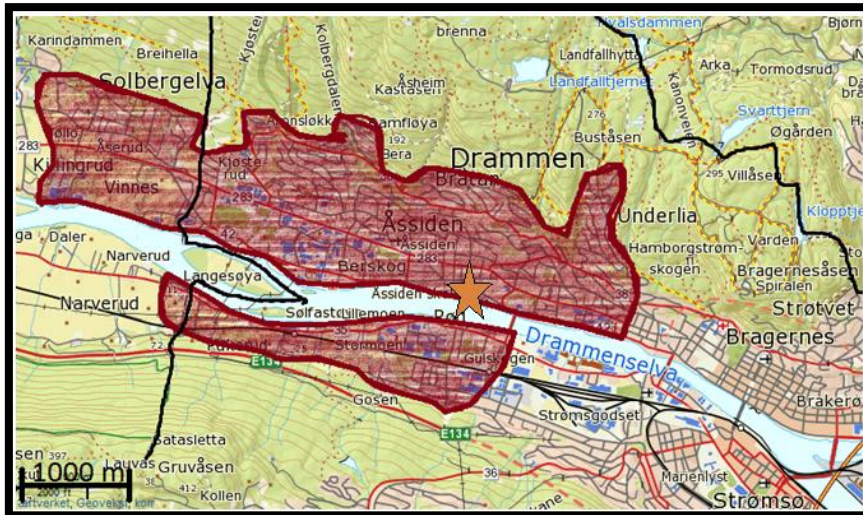
sørsiden avgrenses området rett over kommunegrensen i vest, mot elva i nord, ved Baker Thoens allé i øst og mot Konnerud i sør. Dette arealet utgjør ca. 800 ha. Figur 1-6 viser en enkel framstilling av rensedistriktet.

I den videre fremstillingen av Muusøyas oppsamlingsnett vil ikke området i Nedre Eiker kommune inkluderes når distriktet omtales. Dette er fordi kildematerialet som benyttes er Drammen kommunes ledningsdatabase og at denne ikke omfatter ledningsnettet i Nedre Eiker. Om området i Nedre Eiker omtales, nevnes dette separat. Arealet i Nedre Eiker er forøvrig en drøye 150 ha, noe som innebærer at Muusøya rensedistrikt utgjør (før mai 2012) omtrent 650 ha i Drammen kommune.



Figur 1-5 Muusøya nedbørfelt, før mai 2012. Inntegning basert på topografi. Kommunegrense i svart. Kartgrunnlag: Kartverket (2013).

Arealene som utgjør nedbørfelt og rensedistrikt er ikke nødvendigvis absolutte. Nedbørfeltet kan variere med sesong og nedbør. En innsjø som har utløp til forskjellige nedbørfelt vil for eksempel kunne gi avrenning av varierende styrke til hvert felt, med hensyn til sesong og fyllingsgrad. Rensedistriktets areal vil kunne variere ettersom ulike driftsforhold oppstår. Som nevnt kan arealet på sørsiden av elva tilbakeføres ved behov og grensene mellom Muusøya- og Solumstrand rensedistrikt vil kunne variere: Ledningsnettet henger sammen og det er naturlig å anta at veien avløpsvannet tar kan variere med vær, belastning og ledningsnettets mer temporære tilstander (tilstopping o.l.). Hva som egentlig utgjør rensedistriktet er ikke helt enkelt. I denne oppgaven er det forsøkt å avgrense området til de arealer som bidrar med rent spillvann (ufortynnet) til avløpsnettet. Allikevel finnes det ikke noen absolutt grense for hvor langt fra en ledning eller tilkoblingspunkt rensedistriktet slutter, og det kan også være at arealberegninger innad i Drammen kommune avviker noe fra de som benyttes i denne oppgave.



Figur 1-6 Muusøya rensedistrikt, før mai 2012. Kommunegrense i svart. Inntegning basert på ledningsdatabase. Renseanlegg markert med gul stjerner. Kartgrunnlag: Kartverket (2013).

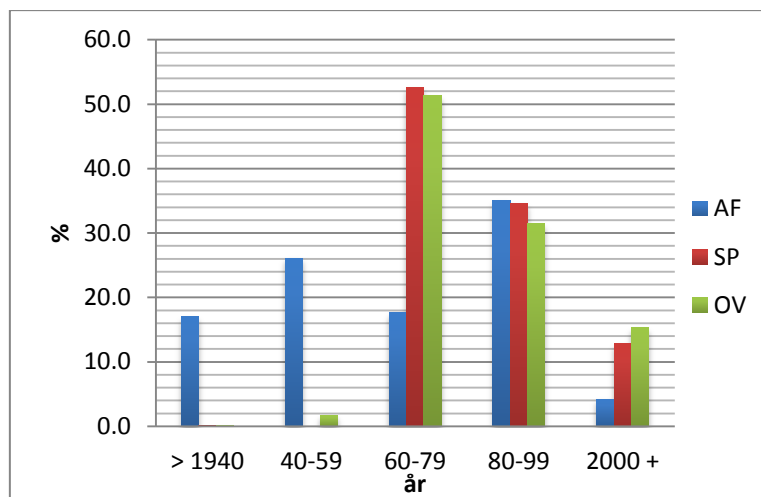
1.3.3 Avløpsnett

Muusøya rensedistrikt (nå eksklusiv området i Nedre Eiker) består av nærmere 50 km ledninger av type fellessystem og drøye 30 km spillvannsledninger (separatsystem). I tillegg finnes nærmere 50 km overvannsledninger. Ledningsnettets i det tilknyttede området i Nedre Eiker kommune utgjør en 3,5 km, hovedsakelig separatsystem og anslagsvis 25 % separatsystem (Holmen, 2013). Med hensyn til km ledninger består Muusøya rensedistriktet av 49,5 km «avløp felles» og 33,6 km spillvannsledninger, henholdsvis 59,5 % og 40,5 % (Drammen kommune, 2013b).

Drammen kommunes ledningsdatabase gir informasjon om konstruksjonsår, eller året ledningene ble lagt, og i Muusøya rensedistrikt finnes ledninger lagt fra 1910 og frem til i dag. En andel på nærmere 30 % av ledningene er av ukjent alder. Det kan argumenteres for at denne andelen antagelig er heller eldre enn yngre, da databehandling og krav til rapportering har gjort registrering lettere med årene. Ledningsnettets med kjent alder opptrer med visse trender. Ledninger fra før 1960 dreier seg stort sett om fellessystem. Det er riktignok oppgitt en enslig spillvannsledning fra 1925. Dette kan skyldes registreringsfeil, men kan også være faktisk tilfelle. I Oslo (da Kristiania) forekom det krav om rene spillvannsledninger allerede fra 1913 (OVA, 1998). Etter 1960 introduseres separatsystem og spillvann- og overvannsledninger legges. Se figur 1-7 for en oversikt over konstruksjonsår og ledningstype i Muusøya rensedistrikt.

På bakgrunn av 200 rørinspeksjoner som ble gjort i forbindelse med utarbeidelse av saneringsplan (2010-2013) ble 20 % av ledningsnettets ansett å være i dårlig stand (Drammen kommune, 2010).

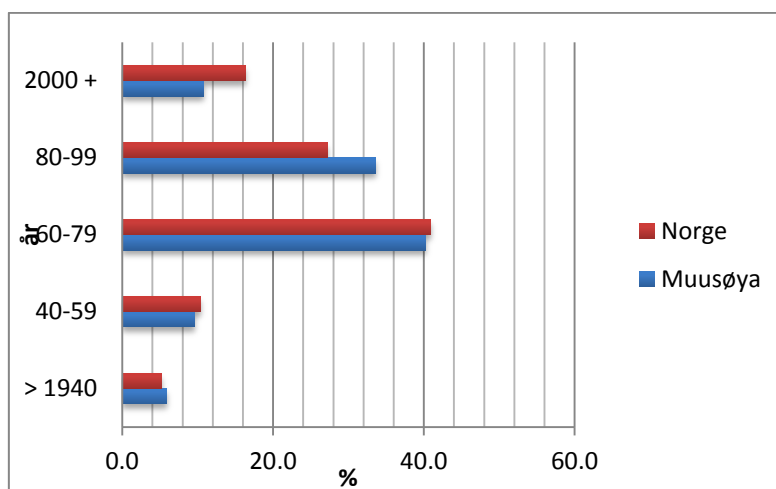
I rensedistriktet er det flere bekker som potensielt kan tilføre ledningsnettets store mengder fremmedvann. Det er allikevel kun en bekk igjen som er tilkoblet oppsamlingsnettets. Dette er Lanfallsbekken, se inntegning i kart, figur 4-2. I saneringsplanen for 2010-2013 anslås det at en frakobling vil spare rensesanlegget for en 350 000 m³ årlig og at frakobling er et prioritert tiltak.



Figur 1-7 Konstruksjonsår og ledningstype, Muusøya rensedistrikt (Drammen kommune, 2013b)

Hvis en sammenligner ledningsnett i Muusøya rensedistrikt med tall fra Norge forøvrig så skiller ikke rensedistriktet seg ut nevneverdig med hensyn til alder, se figur 1-8. Det er noe større virksomhet i Muusøya på 1980- og 1990-tallet, men noe mindre etter år 2000.

Utskiftingstakten er i Drammen kommune liten, som ellers i landet, noe som medfører et stadig aldrende ledningsnett. Utskiftingstakten har i perioden 2004-2006 vært på 0,42 % og dette har trolig også vært nivået for hele perioden etter 1995. En utskiftingstakt mellom 0,7 og 1 % skal være tilstrekkelig for å hindre et generelt forfall (Drammen, 2010).



Figur 1-8 Konstruksjonsår, Norge og Muusøya. Muusøya sammenlignet med Norge for øvrig. Kilde: hhv. Drammen kommune (2013b) og Ødegård et al. (2013).

1.3.4 Renseanlegg

Muusøya rensenanlegget renses avløpsvann ved mekanisk forbehandling etterfulgt av kjemiske rensemetoder. Drammenselva er resipient. Anlegget er dimensjonert for 850 m³/t kjemisk behandling, 1250 m³/t mekanisk og 20 000 personenheter. Før mai 2012 var ca. 20 000 personenheter tilknyttet rensenanlegget (Olsbu, 2013).

Muusøya renseanlegg mottar avløpsvann fra bydelene Åssiden og Bragernes i Drammen, samt et tilgrensende område i Nedre Eiker kommune. Før mai 2012 var også bydel Gulskogen tilknyttet. Bydelen Åssiden har 11497 innbyggere, Bragernes 11553 og Gulskogen 4472 (Drammen kommune, 2013). Verken Bragernes eller Gulskogen, når tilknyttet, bidro med hele sin befolkning til Muusøya rensedistrikt. I beregninger gjort av Rosim fra 2008 benyttes 16876 PE som antall tilknyttede personenheter (PE), det vil si personer (p) og personekvivalenter (pe). Dette tallet er generert ved å koble data fra folke- og GAB-registeret (grunneiendommer, adresser og bygninger). Hvorvidt dette tallet omfatter personekvivalenter fra bedrifter og industri er noe usikkert. Uansett dreier det seg antagelig om små mengder da rensedistriktet ikke omfatter industri med bidrag av prosessvann og ingen store arbeidsplasser (Bräuer, 2013). Nedre Eiker bidrar med 1000 personenheter.

Tilføringsgrad ble i 2010 estimert til å være i størrelsesorden 85 %. Denne måles ikke på renseanlegget, men ble bestemt på bakgrunn av målinger gjort i pumpestasjoner, modellberegninger og kvalifiserte vurderinger (Drammen kommune, 2010). Man antar videre at en 10-15 % tapes gjennom overløp, 0,3 % gjennom manglende tilknytning og 2 % lekkasje fra nettet. Syv av nettets 43 overløp står for 98 % av de samlede overløpsmengdene (ibid.).

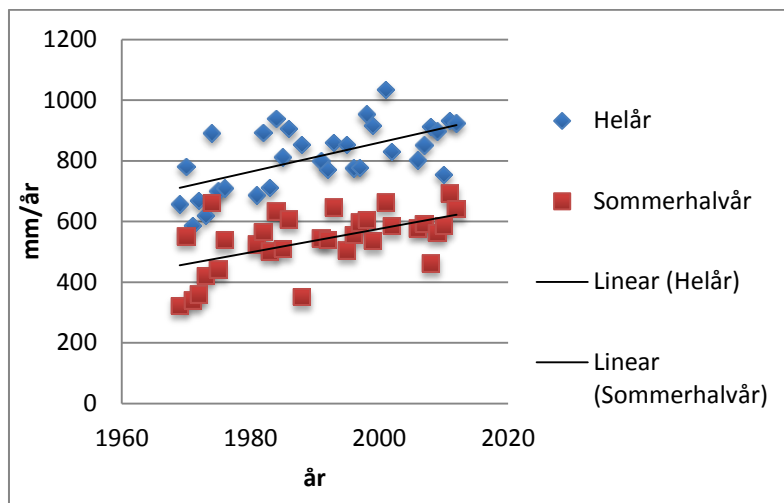
1.3.5 Framtidsutsikter

I saneringsplanen for rensedistriktet (2009-2013) er reduksjon av mengde overløp angitt som et prioritert mål. Etter 2011 er kravet om tilføringsgrad på 95 % ved renseanlegget og distriktet har da et behov for å redusere vann som tapes gjennom overløp (85 %). Det anbefales omfattende tiltak som omfatter oppgradering av ledningsnett og separering av fellesnettet. Det er også gjort vurderinger for håndtering av overvann da det ikke anses økonomisk bærekraftig å separere alt av ledningsnettet. Anslag for total investering anslås til 155 millioner og tiltakene forventes å redusere overløpsmengden med 80-90 %, eller 400 kg mindre fosfor i utslipp årlig. Saneringsplanen opplyses å være 1-2 år på etterskudd og når det gjelder fremmedvann vil man ikke kunne forvente merkbare effekter før 2014 (Lauvås, 2013).

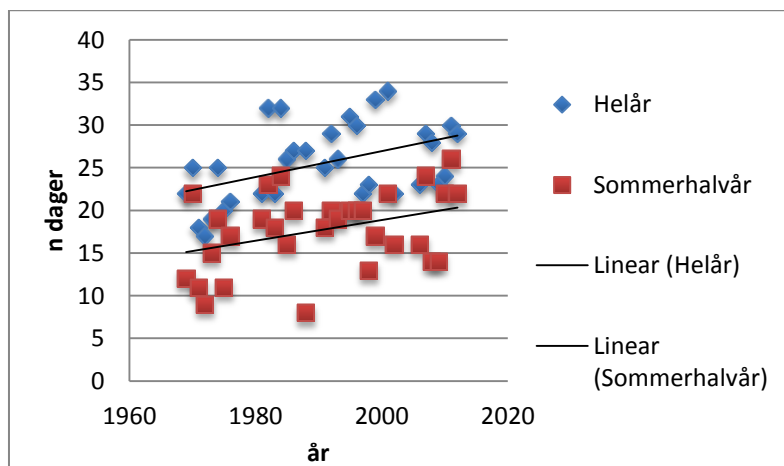
Reduksjon av avløpsvann som avlastes i overløp henger sammen med reduksjon av fremmedvann. Om volumet fremmedvann som trenger inn på nettet kan reduseres, vil også volumet som går i overløp reduseres. Overløp skal i prinsippet avlaste ledningsnettet (igangsettes) når vannføringen blir stor, altså gjerne ved større nedbørshendelser hvor en større andel av vannet er fremmedvann. En konsekvens av krav til tilføringsgrad blir derfor også å se på andel fremmedvann og å evaluere mulige tiltak for å redusere mengde fremmedvann. Tiltakene som er foreslått for å redusere overløpsmengden er anslått å redusere fremmedvann i størrelsesorden 30 % (Drammen, 2010). I tillegg vil en eventuell reduksjon av fremmedvann være viktig for å bedre rensresultatene ved renseanlegget (ibid.).

Framskrivning av klima gjøres i liten grad for så små områder som Muusøya rensedistrikt og de prognoser som gjøres for Norge vedgår økte nedbørsmengder, men at økningen vil kunne variere fra region til region. For å danne seg et bilde av utviklingen i Drammen (mht. nedbør) kan man se på nedbørstatistikk, her ved målinger gjort ved Marienlyst - og Berskog målestasjon (1969-2012), se figur 1-9 og figur 1-10. I figurene kan det sees en økende trend for både de totale mengdene og at antall dager med mer enn 10 mm nedbør, altså en økning i

nedbørhendelser av stor intensitet. Videre ser man at den største andelen nedbør kommer sommerhalvåret (mai – november) og det er også da flertallet av dagene med høy nedbørintensitet forekommer.



Figur 1-9 Årsnedbør, Drammen (1969-2011). År med mer enn 50 dager uten registrerte nedbørverdier er utelatt. Kilde: Meteorologisk Institutt, 2013.



Figur 1-10 Antall dager/år med mer enn 10 mm nedbør, Drammen (1969-2011). År med mer enn 50 dager uten registrerte nedbørverdier er utelatt. Kilde: Meteorologisk Institutt, 2013.

1.4 Fremmedvann

1.4.1 Hva er fremmedvann

Fremmedvann er det vannet på avløpsnettet som ikke er spillvann, som ikke stammer fra husholdning, industri, erverv etc. og som er av en slik kvalitet at det er unødvendig og uhensiktsmessig å samle opp og rense.

I en spillvannsledning (separatsystem) vil alt vann som ikke er spillvann representere fremmedvann. I et fellessystem ledes vann fra overflaten ned gjennom taknedløp, sluk og dren til avløpsledningen hvor det blandes med spillvann fra husholdning, kontorer, skoler, industri m.m.. Dette er da en tilsiktet tilførsel av overflatevann og det kan argumenteres for at begrepet fremmedvann ikke bør omfatte en slik planlagt tilførsel. Allikevel er det vanlig at begrepet fremmedvann omfatter dette da det i stor grad dreier seg om vann som ikke trenger rensing eller ikke krever samme grad av rensing som spillvann (Lindholm et al, 2012). I så måte fungerer fremmedvann som et samlebegrep for vann som normalt er relativt rent og ikke bør føres til renseanlegg.

I denne oppgaven medregnes overflatevann i definisjonen av fremmedvann, uavhengig om det er tilsiktet eller ikke.

Alt overflatevann er ikke nødvendigvis uønsket på avløpsledningen. Vann fra jordbruk, vei eller gate kan inneholde forurensning og det kan derfor være hensiktsmessig å tilføre avløpsnettet dette vannet for rensing på det tilknyttede renseanlegget (Vråle, 1993). Alternativt kan det ses på muligheter for å etablere lokale rens tiltak da dette vannet kan utgjøre en betraktelig andel av den totale vannføringen og ofte skiller seg kvalitetsmessig fra normalt spillvann.

1.4.2 Hva er normalt

Hva som er normale fremmedvannsmengder er vanskelig å si, blant annet fordi det benyttes ulike metoder for å uttrykke fremmedvannsmengder og fordi fremmedvann vil variere med tid, fra sted til sted og ulike beregningsmetoder. Noen vanlige metoder å angi fremmedvann på er:

- Andel fremmedvann pr. total vannføring
- Andel fremmedvann pr. spillvannsmengde
- Fortynningsgrad
- Volum fremmedvanninntrengning pr. tid og lengde ledning

Å sammenligne andelen fremmedvann med andel av total vannføring er en utbredt metode. Alternativt kan fremmedvann uttrykkes som relativ til den ufortynnede spillvannsmengden, som fortynningsgrad og som mengde fremmedvanninntrengning pr. sekund og kilometer ledning. Med fortynningsgrad menes fortynningen spillvannet gjennomgår og uttrykkes som konsentrasjon fra husholdning dividert med konsentrasjonen inn på renseanlegget. De tre første alternativene er nært beslektet og en kan med enkle grep gå fra å uttrykke fremmedvann relativt til spillvannsmengde til fremmedvann relativt til total vannføring. Det fjerde alternativet er derimot det eneste som tar hensyn til ledningsnett og i så måte kanskje sier

mer om tilstanden på ledningsnettet. I denne oppgaven angis fremmedvann relativ til total vannføring om ikke annet er oppgitt.

Fremmedvann varierer med tid og geografi. I Norge utgjør særlig vårflom og høstnedbør store fremmedvannsmengder på ledningsnettet. Andelen fremmedvann vil i disse perioder være mye større enn i tørrværsperioder om sommeren eller vinterhalvåret hvor nedbør akkumuleres som snø. Steder med mye nedbør har potensielt en mye større kilde til fremmedvann enn steder med mindre nedbør. En stor andel fremmedvann vil med andre ord ikke nødvendigvis indikere et avløpsnett med mye innlekkasje eller påslipp.

På bakgrunn av konsentrasjonsberegninger (av fosfor) ble andelen fremmedvann ved 15 store norske rensesanlegg anslått å være 68 % av totalt tilrent avløp over ett år (Lindholm et. al., 2012). I en annen undersøkelse av 20 rensesanlegg i Oslo og Akershus ble fremmedvannsmengdene beregnet å være fra 41 % til og med 74 % av totalt tilrent avløp (Fylkesmannen i Oslo og Akershus, 2012), i gjennomsnitt 57.5 % (hvert rensesanlegg vektet likt). Denne undersøkelsen påpekte at rensesanleggene som kom lavest ut kan ha uriktige lave verdier på grunn av fosfor i jordsmonnet.

Hvorvidt disse tallene er gode eller dårlig, er vanskelig å si noe om, men Fylkesmannen i Oslo og Akershus (2012) angir en målsetning om at andel fremmedvann skal være lavere enn 30 % i rensesanlegg og at en høyere verdi skal indikere at tiltak bør iverksettes. Dette er riktignok bare en anbefaling, ikke et krav da det ikke finnes krav til fremmedvannsmengder. Det påpekes også at dette er ambisiøse mål da samtlige undersøkte rensesanlegg i Oslo og Akershus har en fremmedvannsandel som er langt høyere enn 30 %.

En annen metode for å avgjøre om fremmedvann utgjør et stort problem er gjort av Vråle (1993), hvor det tas utgangspunkt i flere parameter og det angis fem kategorier for innvirkningen av fremmedvann. Målinger er gjort av total fosfor, total nitrogen og organisk stoff, se tabell 1-1. Kategoriene rangeres fra ingen til meget stor innvirkning. Med denne som utgangspunkt kan omfanget av fremmedvann antas ved å se på en eller flere av disse parameterne.

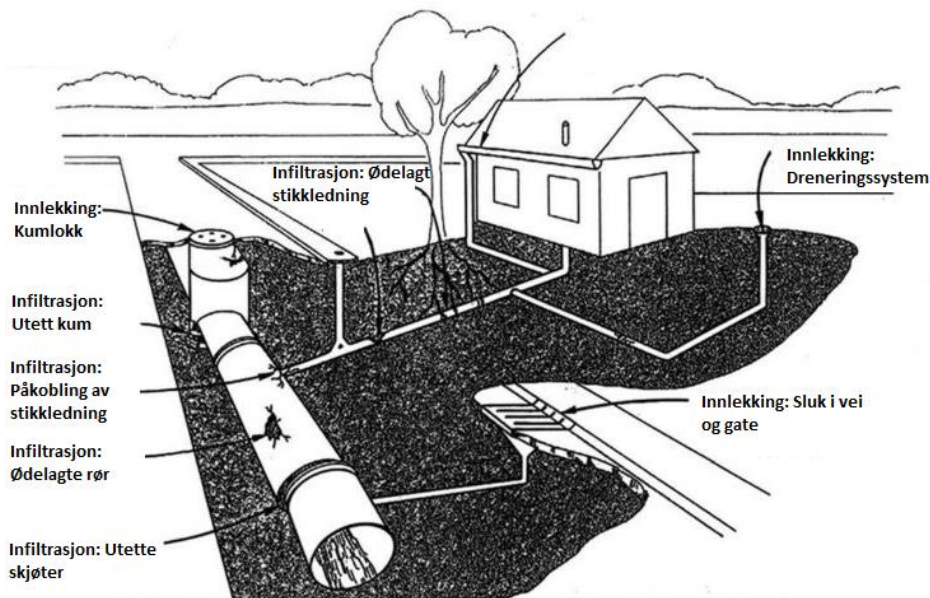
Tabell 1-1 Sammenheng mellom konsentrasjoner i innløpsvann i ukeblandprøver og fremmedvann. KOF = kjemisk oksygen forbruk. Kilde: Vråle, 1993

Kategori	1	2	3	4	5
Total Fosfor (mg P/l)	14 - 15	10 - 14	7 - 10	4 - 7	4 - 2
Total Nitrogen (mg/l)	90 - 80	80 - 60	60 - 40	40 - 24	24-12
Organisk stoff	700 - 650	650 - 470	470 - 320	320 - 190	190 - 100
KOFdikromat (mg O/l)					
Fortynningsgrad	1,0	1,0 - 1,4	1,4 - 2,0	2,0 - 3,6	3,6 - 7,2
Spesifikk vannmengde til rensesanlegg (l/PEd)	140	140 - 200	200 - 280	280 - 500	500 - 1000
Omfang av Fremmedvann	Ingen	Liten	Moderat	Stor	Meget Stor

1.4.3 Inndeling i komponenter

Fremmedvann kan deles inn i undergrupper, eller komponenter, som bidrar til forklare fremmedvann som begrep og angi kilder til vannføring. Innledningsvis ble det forklart at man kunne skille mellom vann som er påkoblet tilsiktet og vann som tilføres utilsiktet, også kalt direkte og indirekte innløp (Vrålé, 1993). Videre kan man skille mellom fremmedvann som skyldes infiltrasjon og vann som skyldes innlekking, direkte og indirekte innløp, mellom nedbørbetinget og ikke-nedbørbetinget og mellom direkte- og indirekte nedbørbetinget fremmedvann.

Infiltrasjon- og innlekkingsvann skiller mellom vann som tilføres fra overflaten og vann som infiltrerer gjennom jorden og når avløpsnettets under bakken (Ødegaard, 2012), her illustrert ved figur 1-11. Denne inndelingen skiller seg noe fra delingen mellom tilsiktet og utilsiktet. Vann som infiltrerer gjennom jorden er gjerne utilsiktet, men vannet som tilføres fra overflaten kan både være i form av tilsiktet tilførsel, for eksempel taknedløp, sluk i gaten, og utilsiktet, for eksempel via kummer med åpne rør.



Figur 1-11 Infiltrasjon og innlekking av fremmedvann, fellessystem. Kilde: City of Surrey (2013).

Skillet mellom nedbørbetinget- og ikke nedbørbetinget fremmedvann gjøres for å separere mellom vann som kan relateres til nedbør og vann som ikke kan relateres til nedbør. Den ikke-nedbørbetingede komponenten skyldes ofte drikkevannsløkkasjer, men kan også forklare i mer stabile bekker og grunnvannstrømninger som det er vanskelig å forklare ut fra nedbørmålinger (Gustafsson, 1993). I stedet for *betinget* kan også *nedbørpåvirket-* og *nedbørvhengig* fremmedvann benyttes.

Den nedbørpåvirkede komponenten kan igjen deles inn i et direkte og et indirekte bidrag. Det direkte bidraget er da den vannføringen som forårsakes av at nedbør faller på tilknyttede tette flater som leder vann til avløpsnettets. Det indirekte bidraget er vannføringen som ikke kan forklare av det samme arealet, men som man samtidig kan relatere til nedbør. Det indirekte nedbørpåvirkede fremmedvannet skiller seg også fra det direkte ved at det påvirkes av den hydrologiske situasjonen og hvilke hydrologiske hendelser som har skjedd forut, det er

avhengig av det *hydrologiske minne*. Dette betyr at en vannføring som skyldes et gitt regn vil være forskjellig avhengig av om det skjer i etterkant av en regnværsperiode eller en tørrværsperiode (Gustafsson, 1993).

Skille mellom nedbørbetinget og ikke-nedbørbetinget og mellom direkte- og indirekte nedbørbetinget fremmedvann gjøres i stor grad for å forklare vannføringer og dens relasjon til tid og nedbør. Den direkte nedbørvhengige komponenten vil for eksempel bidra til en rask økning av vannføring etter en nedbørepisode, mens den indirekte kan i større grad forklare en vannføring som vedvarer etter samme nedbørepisode.

Disse skillene kan virke noe teoretiske og i virkeligheten vil ikke de ulike komponentene være absolutte, men gli inn i hverandre.

1.4.4 Kilder

I et litt større bilde stammer nesten all fremmedvann fra nedbør i form av regn eller snø. Dette medfører at fremmedvannsbidraget vil være større når nedbørmengdene er større. En undersøkelse av 37 isolerte avløpssoner i Oslo kommune over 6 år støtter antagelsen om at nedbørrike år medfører mer fremmedvann. 100 mm mer nedbør medførte en gjennomsnittlig økning på 0,23 liter pr. sekund og kilometer, og 100 % mer nedbør gir 53 % mer fremmedvann (Franco-Torres, 2013).

Fordamping (evaporasjon og transpirasjon) og temperatur er andre klimatiske variabler som påvirker fremmedvannsmengder. Fordamping er igjen påvirket av sol og temperatur, og om fordampingen er stor vil det kunne bidra til at mengden fremmedvann minker. Temperatur påvirker også fremmedvannstilførselen gjennom akkumulering i form av snø eller is og ved smelting.

Foruten bidrag fra nedbør kan fremmedvann også stamme fra sjøvannsinnntrengning og drikkevann.

Nedbør bidrar til overflateavrenning, infiltrasjonsvann, det hever grunnvannsstanden og gir vann i resipienter. Der ledningsnett er i kontakt med disse elementene oppstår en situasjon som potensielt kan medføre at fremmedvann når avløpsnett (Vråle, 1993).

I forbindelse med fremmedvann er overflateavrenningen det vann som trenger ned i avløpsnett fra overflaten. Vannet trenger ned gjennom direkte innløp som sluk og vannet stammer fra kanaliserte bekker og tette flater i form av hustak, veier, fortau, oppkjørsler m.m. Om nedbøren er tilstrekkelig vil også vann som normalt ville infiltrert i jorden kunne ledes til avløpsnett på overflaten.

Vann som har infiltrert i bakken fra overflaten vil kunne nå ledningsnett gjennom påkoblede drensledninger og gjennom ødelagte rørvegger, utette muffe og lignende. Drensledningene kan stamme fra hus, jordbruk, kummer og grøfter m.m. (Vråle, 1993).

Hvilke enkeltkilder som gir det største bidrag til fremmedvannet vil være forskjellig, både med hensyn til sted og tid. Lindholm et al, (2012) angir fremmedvannets kilder slik: 1) Vann som trenger inn i nettet via grunnvann. 2) Drensvann fra drensledninger rundt bygninger og

konstruksjoner 3) overvann i fellesavløpssystem. Hvorvidt dette er en prioritert rekkefølge sies ikke, og det er heller ikke naturlig å prioritere da ulike avløpsfelt vil ha ulike kilder som bidrar med ulik andel til mengden fremmedvann.

Andre kilder er bekkeinntak, drikkevann, havvann, flomsituasjon og feilkoblinger (Vråle, 1993). I avløpssoner med bekkeinntak kan dette utgjøre den største enkeltkilde, både i nedbør- og tørrvårsperioder (Fylkesmannen i Oslo og Akershus, 2012). At drikkevann bidrar til fremmedvann skyldes at disse ledningene ligger i samme grøft som avløpsnett. Hvor stort bidrag drikkevannslekkasje utgjør er noe vanskelig å anslå og det vil variere med tilstanden på både drikkevannsledningen og avløpsledningen, samt trykket på drikkevannsledningen.

Vann og dets bevegelse er dynamisk. Dette vanskeliggjør regnskapet for vannets bevegelse: Vannet kan i et tilfelle være overflatevann, infiltrere ned bakken, siden perkolere til grunnvannet før det nedstrøms igjen er overflatevann i en bekk. Et ledningsstrekke kan i en periode ligge over grunnvannssonen og ha liten fremmedvanninntrengning, mens i etterkant av en periode med mye nedbør eller ved høyvann, kan samme ledning ligge under grunnvannssonen og følgelig ha større fremmedvanninntrengning. I tillegg vil det i samme ledningsnett kunne være soner med inntrengning og andre soner med utlekking. Dette kompliserer bildet fordi vannmengden ikke nødvendigvis øker, men forurensningskonsentrasjonene og massetransporten fram til renseanlegget minker.

1.4.5 Konsekvenser

Fremmedvann er i dag et større problem enn mangel på tilkobling av kloakk og store lekkasjer fra nettet, slik det var før 1980 årene (Vråle, 2011). Avløpsnett har fått flere tilkoblinger, utlekkasje er redusert og klimautviklingen medfører større nedbørmengder. Alt dette bidrar til større fremmedvannsmengder.

Fremmedvann har noe forskjellige konsekvenser på ledningsnett og renseanlegget, som igjen kan sammenfattes til generelle årsaker til å forsøke å hindre eller begrense fremmedvannsmengdene. Dessuten finnes det også positive konsekvenser av fremmedvann, som kan bidra i å forklare hvorfor det i dag finnes store andeler fremmedvann på avløpsnett.

Ledningsnett

Konsekvensen av fremmedvannstilførsel er i første omgang større vannmengder på avløpsnett, lavere forurensningskonsentrasjoner og lavere temperaturer på avløpsvannet. I neste omgang medfører dette økt forurensning, behov for større dimensjoner, større energiforbruk og ikke minst økte utgifter.

Økt hydraulisk belastning, eller større vannføring, medfører behov for større dimensjoner på ledning, pumper og renseanlegg m.m. (Ødegård et al, 2013). I de tilfeller hvor disse ikke har tilstrekkelig kapasitet går avløpsvann i overløp og medfører forurensningsutslipp, både på ledningsnett og ved renseanlegg. Utslipp av forurensning fra avløpsvann skjer gjennom overløp og lekkasje. Dette har flere konsekvenser, både på kortere og lengre sikt. I første omgang kan utslipp medføre et «stygt syn» og en hygienisk trussel. På lengre sikt kan utslipp av avløpsvann føre til en overbelastning av organisk stoff med påfølgende oksygenknapphet (saprobiering) og/eller en overbelastning av næringsstoffer med påfølgende gjengroing

(eutrofiering). Dette kan igjen gjøre vannforekomsten uegnet som kilde til drikkevann, industrivann, rekreasjon m.m. (Ødegaard, 2012).

Renseanlegg

Både senkningen av forurensningskonsentrasjoner og temperatur medfører vanskeligheter i renseprosessen på renseanlegg (Vråle, 1993), både de biologiske og kjemiske prosessene er tregere i lavere temperaturer og de varierende forurensningskonsentrasjonene gir varierende forhold for biologisk nedbrytning. At belastningen er varierende, både med hensyn til vannføring og forurensningskonsentrasjon, gir ustabile forhold på renseanlegget med påfølgende varierende renseresultater (Drammen kommune, 2010). Ved siden av å senke renseeffekten utgjør fremmedvannet også andre problemer på renseanlegget: Økt hydraulisk og sjokkvis belastning, økte utslipp, større energiforbruk, økt bruk av fellingskjemikalier og økt slamproduksjon (Vråle, 1993).

Det vil være noe forskjellige konsekvenser ved ulike renseanlegg, men om renseanlegget opererer med en fast restutslippsmengde betyr en dobbelt vannmengde også en dobling av utslippsmengden fosfor pr. døgn (Fylkesmannen i Oslo og Akershus, 2012). Normalt vil utslippskonsentrasjonene bli lavere ved lavere konsentrasjoner i innløpsvannet (Vråle, 2013).

Hvorfor redusere fremmedvann

Disse konsekvensene kan sammenfattes til to hovedgrunner for å forsøke å redusere fremmedvannet eller begrense dens andel: Fremmedvann medfører økt forurensning og økte utgifter.

Å begrense forurensning kan være et selvpålagt ønske, men kan også være et krav som kommer utenfra. I dag finnes det ingen krav for andel fremmedvann, men for tilføringsgrad og anslag av overløpsdrift finnes det visse krav. Alle disse tre problemområdene henger imidlertid sammen: Økte fremmedvannsmengder medfører økt overløpsdrift og dermed også mindre andel avløpsvann tilført renseanlegget. Dette innebærer at for å oppnå en økt tilføringsgrad må man forsøke å senke andelen fremmedvann.

Å senke kostnadene er gjerne et selvsagt mål for alle involverte parter. De økte kostnadene kommer av økte utgifter ved utbygging og drift, både på avløpsnett og renseanlegget. Større vannmengder krever større arealer for rensing og dermed større renseanlegg. På driftssiden øker utgiftene på bakgrunn av økt energiforbruk, økt pumping, økt vedlikehold og forbruk av utstyr, øke forbruk av kjemikalier, større slamproduksjon m.m. De økte utgiftene medfører større regninger hos abonnentene og/eller redusert vedlikehold av avløpsnett.

Positive konsekvenser

Alt i alt er fremmedvann ikke ønskelig på avløpsnett. Allikevel finnes det noen positive effekter som er med på å forklare dagens tilstand og hvorfor det før ofte var en selvfølge å tilkoble vann fra overflaten til avløpsnett.

Den mest åpenbare fordelen med fremmedvann er at det kan være forurenset og da er det bedre at det sendes til renseanlegg enn til en resipient. Det kan også være lettere å oppfylle norske utslippskrav om maksimale utslippskonsentrasjoner (Vråle, 2013). I teorien kan man

oppfylle kravene ved å tilføre tilstrekkelig rent vann. I praksis betyr det derimot at et renseanlegg med mye fremmedvann lettere klarer kravet til utløpskonsentrasjoner.

Ved å lede overflatevann på avløpsnett vil ledningen skylles under regnvær, det vil si at selvrensingen øker. Dette skjer fordi regnvannet utgjør et mye større volum enn normalt spillvann og at det derfor oppnås større hastigheter og større skjærkrefter. Skyllingen fører igjen til at man får mindre avleiringer og tilstoppinger (Vråle, 1993).

Introduksjonen av overflatevann medfører også at avløpsvannet får lavere forurensningskonsentrasjoner og vannet fremstår derfor som relativt renere. I tider før rensing av avløpsvann var et tema ble antagelig fortykning ansett som en slags løsning.

En annen positiv effekt er at avløpsnett kan drenere områder som ellers hadde stått under vann.

1.4.6 Kartlegging og måling av fremmedvann

Kartlegging og estimering av fremmedvann gjøres hovedsakelig i den hensikt å avdekke om det er et problem, hvilke kilder som bidrar og om det er mulig å begrense tilførselen ved ulike tiltak. Hvorvidt slike tiltak igangsettes er igjen et spørsmål om den økonomiske nytten av å eventuelt utbedre mot den økonomiske utgiften av å ikke gjøre noe. Avgjørende for å kunne ta et valg er derfor å kunne gi ett anslag for hvilke volum eller andel fremmedvannet utgjør, og beregninger for hvilke konsekvenser eventuelle tiltak gir.

Fremmedvann i seg selv kan ikke måles. Det er ikke mulig å direkte måle dette vannet adskilt fra spillvann. Det man derimot kan gjøre er å beregne på bakgrunn av andre målinger og beregninger. Noen benyttede metoder er å gå via spillvannsmengden, tørrværvannføring og å se på forurensningskonsentrasjoner.

Spillvannsmengde

Fremmedvann kan beregnes indirekte ved å måle vannføringen i et område og trekke fra estimerte spillvannsmengder. Dette kan da være hele rensedistrikt eller mindre delfelt. Spillvannsmengden kan anslås med hensyn til antall personenheter (PE) som tilføres områdets avløpsnett daglig og hvilke mengde avløpsvann hver personenheter bidrar med, såkalt påslipp:

$$Spillvann = PE \times \text{spesifikt påslipp}$$

Personenheter er et begrep som omfatter antall mennesker tilknyttet (p) og personekvivalenter (pe). Personekvivalenter er i denne sammenheng et tall på spesifikk belastning av vann pr. person og døgn og benyttes for å omregne belastninger fra industri, arbeidsplasser m.m. til en ekvivalent befolkning (Norsk Vann, 2013). Antall personekvivalenter er avhengig av hvilke påslipp en regner hver person bidrar med, såkalt spesifikke tall. Hvis en bedrift bidrar med 1000 l vann hvert døgn og en regner 100 liter i påslipp pr. person og døgn utgjør dette bidraget 10 personekvivalenter. Beregninger for antall personenheter blir dermed:

$$PE = p + pe$$

I denne forklaringen er det benyttet ordet *påslipp* med den intensjon om at dette er det vannet som føres på avløpsnett. Ofte benyttes derimot forbruk, noe som innebærer at man setter likhetstegn mellom vann forbrukt fra drikkevannsnettet og vann som føres til avløpsnett. Dette kan være noe unøyaktig, spesielt de deler av sesongen hvor større mengder vann kan gå med til irrigasjon og utendørs bruk. Bøyum og Thorolfson (1999) har beregnet at 70 m³ av en boligs årlige vannforbruk benyttes til aktiviteter som ikke leder vannet til avløpsnett (i Lindholm et al., 2012). Dette utgjør 10-15 l pr. person og døgn. Det kan også være unøyaktig å sette likhetstegn mellom forbruk drikkevann og påslipp på avløpsnett i de områder hvor det ikke er 100 % tilknytning. Husstander uten tilknytning til drikkevannsnettet vil ikke bidra med spillvann til avløpsnett.

Hvis man benytter drikkevannsforbruket, trekker fra 10-15 liter (gitt at dette er riktig) og retter for husstander som ikke er tilknyttet, skulle det altså være mulig å anslå mengde påslipp, men heller ikke drikkevannsforbruket er lett å anslå: I Norge er det ikke vanlig å ha installert utstyr for å måle drikkevannsforbruk i husholdningen. I 2011 hadde kun 1 % av husholdnings-abonnentene i Oslo installert vannmåler (Statistisk sentralbyrå, 2013). Igjen står muligheten for å benytte tall fra offisielle data, enkeltstudier eller verdier med et mer teoretisk utspring. Industrier og annet med større vannforbruk har gjerne installert drikkevannsmåler og av disse kan da forbruk leses av.

Å bestemme vannforbruket teoretisk er vanskelig fordi ulike mennesker har forskjellige livsmønstre, ulikt forbruk og at forbruksmønsteret endrer seg over tid. Man kan for eksempel skille forbruk i helgen fra uken, hverdag fra ferie og sommer fra vinterstid og så videre. Ulike områder vil dessuten oppleve ulikt pendlerbidrag. Dette er et begrep som benyttes for å forklare en økning i forbruksmønsteret i noen type områder på dagtid. Sentrale områder med mange arbeidsplasser vil ha et helt annet forbruksmønster enn områder med hovedsakelig boligbebyggelse.

Hvor mye vann som forbrukes pr. person og døgn varierer med ulike undersøkelser. Lindholm et al. (2012) benytter i deres undersøkelse om fremmedvann i nordiske avløpsledninger et spesifikt forbruk (og påslipp av spillvann) på 160 l pr. person og døgn. Ræstad et al. (2010) foreslår å senke forbruket til 150 l pr. person og døgn, i tråd med International Water Association. Undersøkelser fra Sydsjælland, Røymølle kommune, anslår spesifikt forbruk så lavt som 130 l pr. person og døgn (Vråle & Dupont, 2012). Det kan dessuten være årsaker til at vannforbruket pr. person og døgn anslås som høyt. Ræstad et al. (2010) påpeker at lekkasjetap kan fremstå som mindre ved å sette forbruk høyt. Dette kan skyldes både fusk eller uvitenhet, men resultatet er at lekkasjeprosenten på vannledningen fremstår som lavere enn den faktisk er. I samme artikkel trekkes Sørums kommuner frem med en oppgitt en drikkevannslekkasje på bare på 0,7 %. Ved å derimot senke vannforbruk til 150 l pr. person og døgn blir lekkasjeprosenten på nærmere 26 % (ibid.).

Alt i alt kan beregninger av fremmedvann basert på spillvannsmengde og spesifikke tall innebære mange usikkerheter (Vråle, 1993): Forbruk av drikkevann, hvor stor andel av drikkevannet som går til avløpsnett, antall mennesker tilknyttet, og eventuelle personekvivalenter fra industri med mer. Allikevel kan det tenkes at slike beregninger er

tilstrekkelige i rensedistrikt eller avløpssoner hvor disse beregningene lar seg gjøre relativt enkelt.

Tørrvær- og regnværvannføring

En langt enklere metode for å beregne spillvannsbidraget er å sammenligne tørrværs-vannføring med regnværsvannføring. Dette bygger da på en antagelse om at etter en lengre tørrværsperiode vil avløpsvannet ikke være påvirket av nedbør og at den laveste vannføringen i løpet av døgnet vil kun skyldes spillvann. Fremmedvannet er da alt vannet ut over tørrværsvannføringen.

I et større distrikt kan denne fremstillingen være noe enkel. Dette fordi spillvanns-vannføringen varierer med tid og fordi ulike områder bidrar til ulik tid, på bakgrunn av hvor langt unna målepunktet de befinner seg. En må derfor avgjøre når på dagen, hvilken ukedag og hvilke sesong man skal bestemme at tørrværsvannføringen representerer totalt spillvann.

Det kan også være at tørrværvannføringen forårsakes av andre bidrag enn bare spillvann, for eksempel stabilt innlekkende grunnvann, drikkevann og innlekking av sjøvann (Vråle, 1993). Grunnvannsvannføring kan fremstå som relativt stabilt selv lang tid etter en nedbørhendelse.

Hvis det derimot dreier seg om et mindre avløpsfelt vil det være lettere å se hvordan forbruksmønsteret endrer seg i løpet av døgnet i en tørrværsperiode. Hvis en da antar at vannføring av spillvann er null den tid av døgnet hvor vannføringen er minst, vil den eksisterende vannføringen skyldes andre stabile bidrag. Spillvannet er da vannføringen i en tørrværsperiode fratrukket det stabile bidraget, ofte kalt tilleggsvannføring.

Vråle (2012) uttrykker skepsis til å benytte metoder som tar utgangspunkt i vannførings-målinger fordi usikkerheten ofte er stor. Det er flere grunner til at de totale vannmengdene kan bli unøyaktige ved måling av vannføring på ledningsnett: Måleusikkerhet ved lav vannføring, systematiske feil og obstruksjon på nettet. Usikkerheten varierer også med utstyret som benyttes, men noen generelle betraktninger kan gis.

Måleusikkerheten øker ofte ved lav vannføring. Generelt er målingene best ved nivåer over 5-6 cm. Konsekvensene ved unøyaktige nivåmålinger er mye større ved lavere vannføringer enn ved større. En halv cm utgjør hele 50 % ved en vannføring på en cm, men bare 10 % ved 10 cm. Om målingssensoren som benyttes er plassert i bunn av røret vil dette kunne skape litt oppstuvning og høyere nivå i målepunktet. Dette gjelder også sedimenter eller annet som legger seg i bunnen av røret (Rosim, 2011).

Systematiske feil kan oppstå i forbindelse med måling av vannføring. Dette har ulike konsekvenser ved ulik bruk. Feil på for eksempel 1 l/s betyr lite med tanke på å beregne en lednings kapasitet eller for å estimere overløp. Om man derimot snakker om årlig total vannføring kan det ha stor betydning (ibid.). 1 l/s utgjør 31 536 m³ i løpet av et år.

Obstruksjon på nettet kan blant annet skyldes sedimentering, dårlige utformede kummer, sammenraste ledninger og fremmedelementer (ibid.).

Konsentrasjonsberegninger

Fremmedvann kan også beregnes ved å se på forurensningsmengder og fortynningen av disse. Med denne metode sammenlignes avløpsvannets forurensningskonsentrasjoner et aktuelt sted (ofte renseanlegg) med de initielle verdiene som produseres i husholdning. Dette forutsetter at fremmedvannet er relativt rent og at de initielle konsentrasjonene er relativt stabile. Forsøk er blitt gjort med forskjellige parametere, blant annet total-fosfor, kjemisk oksygenforbruk og biologisk oksygenforbruk (Vråle, 1993). Av disse parameterne har totalfosfor vist seg å være den parameteren som påvirkes minst av fremmedvann (Vråle, 2011), og bare fosfor omtales videre da dette er metoden som er benyttet i denne oppgaven. Fosfor kan være svak som predikator på fremmedvannsandel om rensedistriktet inneholder områder med marin leire da denne jordtypen kan inneholde fosfor (Vråle 1985, Vråle 2011).

For å bestemme initialverdiene er det mulig å ta utgangspunkt i spesifikke tall eller målte verdier av opprinnelig konsentrasjon. Første metode innebærer usikkerhet rundt spesifikt påslipp av vann og total-fosfor. Metode to tar utgangspunkt i målinger gjort av utløpskonsentrasjoner av husholdningsavløp, altså masse total-fosfor pr. volum avløpsvann. Begge metodene innebærer at man må forutsette initialbetingelser, men på bakgrunn av å gå fra to til en ukjent parameter er kanskje metode to å foretrekke.

Måling av konsentrasjon på renseanlegget må gjøres med visse kriterier. Måleprøvetaker må være plassert før eventuelle returstrømmer da disse kan gi store utslag. Når prøvene tas og hvordan er også viktig. Helst bør det benyttes ukeblandprøver. Stikkprøver er svært utsatt for øyeblikkelige svingninger og kan derfor ikke benyttes, døgnblandprøver er mer usikre (Vråle, 2011).

Konsentrasjonsberegninger omfatter også fremmedvann som ikke ankommer renseanlegget. I avløpsnett vil vann både kunne føres inn og lekke ut. Dette innebærer at avløpsvannet som ankommer renseanlegget ikke nødvendigvis omfatter alt fremmedvann som har vært på nettet. Ved å se på konsentrasjoner målt på renseanleggets innløp, avdekkes hvor mye fremmedvann som skal til for å oppnå konsentrasjonen som når renseanlegget, et tall som derfor kan være større enn hvor mye fremmedvann som ankommer renseanlegget (Vråle, 2013).

1.4.7 Tiltak for reduksjon

For å løse problemet med fremmedvann finnes flere tilnærminger. Om det først og fremst er den manglende kapasiteten som ansees å være problemet, kan man velge å øke dimensjoner på ledninger, renseanlegg, pumpestasjoner og øvrige flaskehalsar. Dette vil dog ikke hjelpe de andre negative konsekvensene av fremmedvann og som løsning kan det fremstå som midlertidige da klimautvikling og fremtidig utbygging kan medføre ytterligere kapasitetsproblemer.

Alternativt kan man forsøke å styre eller begrense tilførselen av overflatevann. Styring av tilførselen kan gjøres ved å etablere fordrøyningsbasseng for så å slippe vannet kontrollert på ledningsnett når det er kapasitet. Å begrense tilførselen fra overflateavrenning kan gjøres ved å lede vannet til egnede områder for infiltrasjon til grunnen eller ved å etablere egne overvannsledninger eller åpne transportkanaler som fører vannet til nærmeste resipient

(separatsystem). Av enkeltstående tiltak kan det å frakoble taknedløp ofte være det mest kostnadseffektive tiltak for å senke andelen fremmedvann (Myking, 2012).

I teorien skulle separatsystem være fritt for fremmedvann da tette flater ikke er tilkoblet separatsystem. I praksis fungerer separatsystem i Norge nesten aldri som tette systemer og fremmedvann strømmer inn gjennom feiltilkoblinger, utette kumløkk og sprekker i kummer og infiltrerer i bakken (Ødegård et al., 2009). Selv kommuner med 100 % separatsystem har betydelig mengder fremmedvann (Fylkesmannen i Oslo og Akershus, 2012).

Fylkesmannen i Oslo og Akershus (2012) anbefaler at arbeidet med å minke andel fremmedvann skjer hovedsakelig ved lokal disponering av overvann og etablering av separatsystem. Om bekker eller andre større vannkilder er tilknyttet avløpsnett bør det prioriteres å fraskille disse.

Infiltrasjon under bakken kan hindres gjennom å senke grunnvannssonen og ved å utbedre ledningsnett. Senkning av grunnvannssonen kan gjøres ved drenering eller å aktivt pumpe vann vekk fra det aktuelle området. Ledningsnett kan utbedres ved generell rehabilitering av ledninger og kummer, ved nylegging og tetting av skjøter (Fylkesmannen i Oslo og Akershus, 2012).

Av andre tiltak som kan være forebyggende mot innlekkasje av fremmedvann nevnes drikkevannslekkasjer og trykkavløp. Utbedring av drikkevannslekkasjer og senking av trykket på drikkevannsledningen kan bidra til reduserte fremmedvannsmengder. I måleområde med ca. 50 % utlekking ble trykket på drikkevannsledningen senket, noe som igjen medførte at innlekkingen på avløpsnett sank med 67 % av endringen gjort på drikkevannsledningen (Vråle, 1993). Trykkavløp kan også tenkes å være forebyggende nettopp fordi avløpsvannet står under trykk og at det dermed er vanskeligere å trenge inn på ledningen.

2 Metode

Arbeidet med denne oppgaven har bestått i å bygge en hydraulisk modell over Muusøya rensedistrikt, med mulighet for å simulere den totale vannføringen, hvilke bestanddeler som bidrar og hvor stor andel fremmedvann utgjør. Modellen er bygget på bakgrunn av forskjellige *typeområder* og nærmere 700 avløpssoner i rensedistriktet er kategorisert etter disse.

Oppgaven har bestått i hovedsakelig to separate deler som innebærer noe forskjellige metoder: Kartlegging og modellering.

Til kalibrering av modellen er det gjort beregninger av fremmedvann og det er innhentet vannføringsdata fra Muusøya rensesanlegg. Fremmedvannsanalysen er gjort ved å se på målinger av total-fosfor og fortynningseffekt. Modelleringen er gjort for det arealet som utgjorde Muusøya rensedistrikt i perioden før 2012. I fosforanalysen er også målinger fra år 2012 tatt med.

2.1 Kartlegging

Muusøya rensedistrikt fikk i forbindelse med utarbeiding av Saneringsplan 2010-2013 bygget en hydraulisk modell for beregninger av totale vannmengder og overløp. Arbeidet ble gjort av Rosim AS og innebar blant annet kartlegging, modellering og en omfattende målekampanje sommerhalvåret 2008. Kampanjen besto i måling av vannføring i tolv ledninger og overvåkning av en rekke overløp. Disse målingene ble så benyttet i arbeidet med å kalibrere modellen.

Fase en i denne oppgave bygger i stor grad på kartgrunnlaget som ble gjort i forbindelse med modellen Rosim utviklet. Ledningsdatabasen er oppdatert til 2013 og ytterligere kartlegging av egenskaper og inndeling i typeområder er gjort av undertegnede.

Muusøya rensedistrikt er blitt kartlagt med hensyn til egenskaper ved nedslagsfeltet og ledningsnett. Dette er egenskaper som kan påvirke andel fremmedvann direkte eller som kan indikere noe om påvirkningen av fremmedvann i et avløpsfelt. Egenskaper som ble undersøkt er:

- Egenskaper ved ledningsnett: Alder, diameter, materiale, systemtype, stikkledninger, drikkevannslekkasjer og spillvannsmengder. Overvannsledninger undersøkes ikke da disse ikke bidrar med økt vannføring til rensesanlegget.
- Egenskaper ved avløpsfeltet: Andel tette flater, type bebyggelse, eventuelle bekkelukninger, bekk- og elvekryssninger, grunnvannsstand, helning, grønne arealer, løsmasser og berggrunn.

På bakgrunn av denne kartleggingen ble tre egenskaper valgt for å danne typeområder. Disse er:

- Systemtype – hvorvidt et område har fellessystem eller separatsystem.
- Alder – om ledningsnett i område er av eldre eller nyere dato.
- Bebyggelse – om bebyggelsen i et område er av type bolig eller et mer sentrum/næringspreg.

Disse egenskapene ble valgt på bakgrunn av følgende hypoteser:

- En avløpssone med fellessystem vil oppleve mer fremmedvann enn en avløpsone med separatsystem.
- Et eldre ledningsnett vil oppleve mer fremmedvann enn ett yngre.
- Avløpssoner med bebyggelse av sentrum- eller næringspreg vil oppleve mer fremmedvann enn soner med boligbebyggelse.

Med alder ble det foretatt ett skille mellom ledningsnett fra før 1980 og ledningsnett fra 1980 og senere. Første kategori fikk da betegnelsen eldre og andre fikk nyere. Nærmere 30 % av ledningsnett er av ukjent alder. Om en avløpssone ikke inneholdt ledninger av kjent alder ble sonen angitt etter hva som var tilfelle for tilgrensende soner.

Bebyggelse ble angitt etter hvilke bebyggelse det hovedsakelig var i et område. Skillet ble da trukket mellom boligbebyggelse og bebyggelse med mer sentrum/næringspreg.

Ingen, eller svært få, soner har hundre prosent det ene eller det andre. Tilrenningsfeltene fikk da den kategorien som best beskrev de rådende forholdene, selv om det til tider var nær femti prosent det ene eller andre.

De tre egenskapene, med to alternativer hver, ga mulighet for totalt 8 typeområder (2³). Muusøya rensedistrikt lot seg derimot ikke beskrives med alle disse og bare de typeområdene som fikk relativt mange representanter ble benyttet i det videre arbeidet. Rensedistriktet ble inndelt i 5 typeområder:

- Type 1 – Eldre separatsystem
- Type 2 – Nyere separatsystem
- Type 3 – Eldre fellessystem, boligbebyggelse
- Type 4 – Nyere fellessystem, boligbebyggelse
- Type 5 – Fellessystem, sentrum/næringsbebyggelse

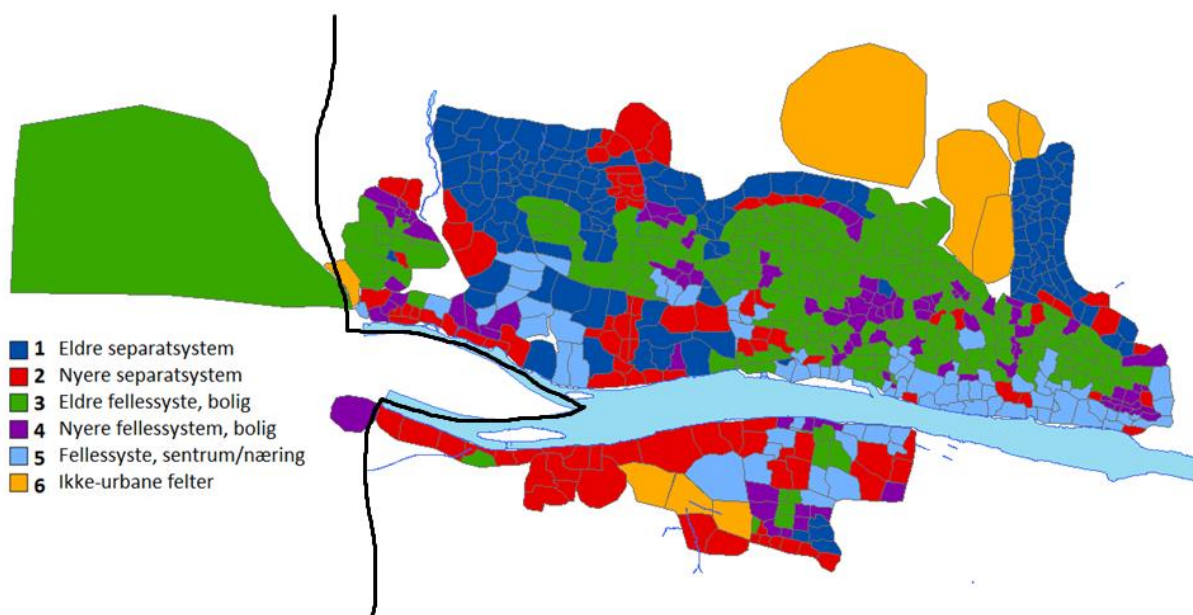
De valgte typeområdene innebærer at separatsystem ikke skilles på bakgrunn av bebyggelse og at sentrum/næringsbebyggelse ikke skilles på bakgrunn av alder.

2.2 Modell og simulering

2.2.1 Modell

Muusøya rensedistrikt ble inndelt i 697 avløpssoner. 688 av disse ble kategorisert etter hvilke typeområde de hørte under og 9 ble kategorisert som ikke-urbane felter, se figur 2-1. Hvert typeområde utgjør et samlet areal som settes inn i en modell. Totalt areal, andel tette flater, antall mennesker tilknyttet og meteorologisk data gjør det mulig å simulere vanntilførsel til renseanlegget. Til dette arbeidet er programmet Mouse Runoff Calibrator benyttet, se kapitell 2.4.1.

Programvareinnstillingene (i Mouse Runoff Calibrator) for typeområdene ble gjort på bakgrunn av en forventning om hvilke komponenter som bidrar til vannføringen i de ulike områdene. Til dette arbeidet ble det benyttet enhetsarealer, det vil si arealer som representerte de fem typeområdene, men som var like i størrelse, i antall PE tilknyttet og med like store andeler tette flater. Til valg av innstillinger til hvert typeområde har jeg fått god hjelp av Geir Lindholm ved Rosim AS og hans erfaring med programvaren og kalibrering av mange avløpsfelt. Innstillingene for enhetsareal er å finne i vedlegg A.



Figur 2-1 Inndeling i typeområder. Kommunegrense markert i svart.

2.2.2 Simulering

Enhetsarealene er simulert med et totalt areal på 10 ha, 20 % tette flater, 200 PE og et spillvannspåslipp på 166 l/s. Nedbøren stammer fra målinger gjort i 2008. Det simuleres også for år 2007, men dette er kun for å bygge det hydrologiske minne. Nedbør og vannføringsdata er fra 2008.

Innstillingene gitt enhetsarealene ble benyttet på de respektive typeområdene. Dette innebar å endre areal, andel tette flater og antall PE tilknyttet, til de faktiske forhold i rensedistriktet.

For simuleringen av typeområdene ble det benyttet 17876 personenheter og et spillvannspåslipp på 166 l pr. person og døgn. 166 liter er det tall Vann og avløpsetaten i Oslo benytter i

sine beregninger for forbruk (og påslipp) pr. 2012. Totalt areal for typeområdene er i overkant av 800 ha og inkludert ikke-urbane feltene er totalt simulert areal 900 ha.

Typeområde 3 omfatter et større område i Nedre Eiker kommune. For dette området er det ikke beregnet areal av bygninger og veier, i mangel på denne informasjonen. Dette arealet får da samme gjennomsnittsverdi for andel tette flater som resterende tilrenningsarealer i denne typen.

I tillegg til de 5 typeområdene ble det også angitt et areal for å estimere bidrag til vannføring fra ikke-urbane-felter. Dette var nødvendig for å blant annet simulere den påkoblede Landfallsbekken.

Til forskjell fra virkeligheten tar ikke modellen hensyn til overløpsdrift og visse antagelser må derfor gjøres innledningsvis. I virkeligheten forsvinner vann fra avløpsnettet i form av overløpsdrift. I modellen fra 2008 anslo Rosim at 14 % av vannet i nettet forsvant i overløp. Disse beregningene ble gjort på bakgrunn av overvåkning av en rekke overløpskummer og ved simulering av et års nedbør. Nedbøren stammer fra Blindern, Oslo, og målinger gjort i 1993. Dette året ble det registrert 952,7 mm nedbør ved Oslo (wikipedia.org, 2013c). I perioden som det kalibreres for (2008) ble det registrert 912,7 mm nedbør pr. år. Kalibreringen av denne modellen tar også utgangspunkt at 14 % av vannet går i overløp, men at dette tallet også omfatter tap gjennom lekkasje.

Ved å sammenligne resultater fra modellen med vannføring fra renseanlegget kan treffsikkerheten ved modellen bedømmes. Normalt vil en slik modell kalibreres mot måleserien, det vil si justeres for å treffe målt vannføring bedre, og siden valideres mot en annen måleserie. En slik manipulering vil ikke gjøres her fordi det er et mål i seg selv å benytte de opprinnelige innstillingene.

Vannføringsdataene fra 2010 mangler data for november og desember. Disse er da ikke med i måleseriene. Simulering er gjort for den aktuelle perioden, men det er ikke mulig å avgjøre om det er en sammenheng mellom simulert og målt vannføring. Fra år 2012 manglet data fra de 4 siste dagene i august, 12-14. september og 1. desember. For denne perioden ble vannføringen erstattet med gjennomsnittet av de tre forgående dagene. Undertegnede vet ikke hva som er årsak til de manglende data.

Typeområdene og det ikke-urbane-arealet er *routet* uavhengig av avstand til Muusøya renseanlegg og kan derfor bidra like raskt til vannføringen på renseanlegget. Områdene har i midlertid blitt gitt ulike innstillinger for hvor raskt de ulike *magasinene* viderefører vann og derfor vil ulike typeområder kunne bidra i ulik grad til forskjellig tid. Routing er et begrep som i forbindelse med hydrauliske og hydrologiske modeller benyttes for å beskrive endring i vannføring. Magasinene som opptrer i modellen illustreres i figur 2-3.

Hvert år er simulert med værdata fra det forgående året. Dette innebærer at det *hydrologiske minnet* er påvirket av de klimatiske dataene for det forgående året og at de ulike magasinene er fylt deretter.

I tillegg til å beregne totalvannføring er det mulig å anslå fremmedvannsmengder i modelleringsverktøyet. Dette gjør det mulig å sammenligne modell mot fremmedvannberegninger basert på målinger av konsentrasjon av totalfosfor (Tot-P) og spesifikke tall.

2.3 Fosforberegninger

For å beregne fremmedvann ved å se på konsentrasjonen av total-fosfor sammenlignes initialverdier mot verdier målt på renseanlegget. Dette bygger på en antagelse om at fremmedvann er fritt for fosfor og at introduksjonen av fremmedvann medfører en fortykning av fosforkonsentrasjonen. I oppgaven er det både beregnet fremmedvann med hensyn til målt initialkonsentrasjon og med utgangspunkt i spesifikke tall.

For å sammenligne disse beregningene, innbyrdes og med modellen, uttrykkes fremmedvann relativ til total vannføring. Beregningene er gjort etter følgende formel (se vedlegg C for utledning):

F_Q = fremmedvann relativ til total vannføring
 C_i = initiell fosforkonsentrasjon
 C_{ra} = fosforkonsentrasjon målt på renseanlegget

$$F_Q = 1 - \frac{C_{ra}}{C_i}$$

2.3.1 Målt initialkonsentrasjon

De målte initielle konsentrasjonene som benyttes er 13,9 og 14,3 mg Tot-P/l. Første verdi stammer fra Sydskogenundersøkelsen (1981-1983) og andre verdi fra en undersøkelse ved 100 % tilstedeværelse gjort i 1987. Begge undersøkelser er gjort av Vråle, her sitert fra Vråle, 2011.

2.3.2 Spesifikke tall

Alternativt til å ta utgangspunkt i målte verdier kan den initielle konsentrasjonen bestemmes ved å benytte spesifikke tall for hvor mye total-fosfor og hvor mye vann hvert menneske bidrar med pr. døgn. Her forsøkes et daglig påslipp av 140, 160 og 200 liter avløpsvann pr. person og døgn, samt 1,6 og 1,8 gram fosfor pr. person og døgn. 160 l/pd og 1,8 g Tot-P/pd er tall som Lindholm et al. benytter i deres undersøkelse *Fremmedvann i nordiske avløpsledningsnett* (2012).

2.3.3 Personenheter

Antall personenheter kan beregnes med utgangspunkt i målte fosfor konsentrasjoner og totale vannmengder. Til dette forsøkes det med spesifikke tall på 1,6 g/pd og 1,8 g/pd. Dette gir et grunnlag for å sammenligne antall personenheter som benyttes i modell med de beregnet fra fosforkonsentrasjoner.

2.4 Programvare

Programvarene som er benyttet i arbeidet med denne oppgave er *ArcMap 10.1*, *Feature Manipulation Engine (FME)*, *Microsoft Office (Excel og Word)*, *Mouse Runoff Calibrator* og *TextPad*. *Mouse Runoff Calibrator* gis større vektleggelse i denne redegjørelsen da dette verktøyet simulerer vannføringen.

2.4.1 Mouse Runoff Calibrator/ Mouse RDII

Mouse RDII er en modul av en større programvareserie under navnet *Mouse DHI*, Model for Urban SEwers og Danish Hydraulic Institute. Modellen beskrives som en urban-hydrologisk modell for simulering av avløpsvann og overvann. Programvaren kalkulerer den totale avrenning, inkludert infiltrasjon i et nedbørsfelt (wikipedia.org, 2013c). RDII står for *rain dependent inflow/infiltration*.

Mouse RDII kan beskrives som en deterministisk og konseptuell modell (DHI, 2000). Den er deterministisk i det henseende at identisk input-data vil alltid resultere i samme svar. Det motsatte vil være en såkalt stokastisk modell, som i tillegg behandler inn og ut data statistisk og følgelig kan forskjellige svar produseres tross lik input. En konseptuell modell er en modell som er et kompromiss mellom en *black box* modell og en *white box* modell. Dette omhandler hvordan en modell angriper de ulike delprosessene. En *white box* modell vil i det ekstreme forsøke å beskrive alle de fysiske delprosessene til det fulle: Alt skal belyses. En *white box* modell er å fortrekke der det lar seg gjøre, men i praksis kan det være svært arbeidskrevende og til og med umulig å gjennomføre. En *black box* modell bygges derimot kun på inn- og utdata og de ulike delprosessene ignoreres. Det blir dermed en ren matematisk modell hvor utdata beregnes på bakgrunn av inndata (Gustafsson, 1993).

Modellen er basert på fysiske og empiriske likninger som sammen beskriver landfasen av det hydrologiske kretsløp. Et nedbørsfelt anses som en homogen enhet, som er karakterisert med et sett av parameter som beskriver de fysiske prosessene og hvor variablene representerer et gjennomsnitt for hele arealet. Til forskjell fra en ren hydrologisk modell må en urban-hydrologisk modell ta hensyn til at deler av avrenningsområde består av tette flater og at markvann og grunnvann dreneres via ikke naturlige veier (DHI, 2000).

Programmet krever svært lite data. Nesten alle egenskapene til feltet defineres gjennom kalibreringsprosessen ved tilpassing av simulerte data til data fra faktiske observasjoner av vannføring. Programmet trenger ingen informasjon om ledningsnett.

Oppbygning

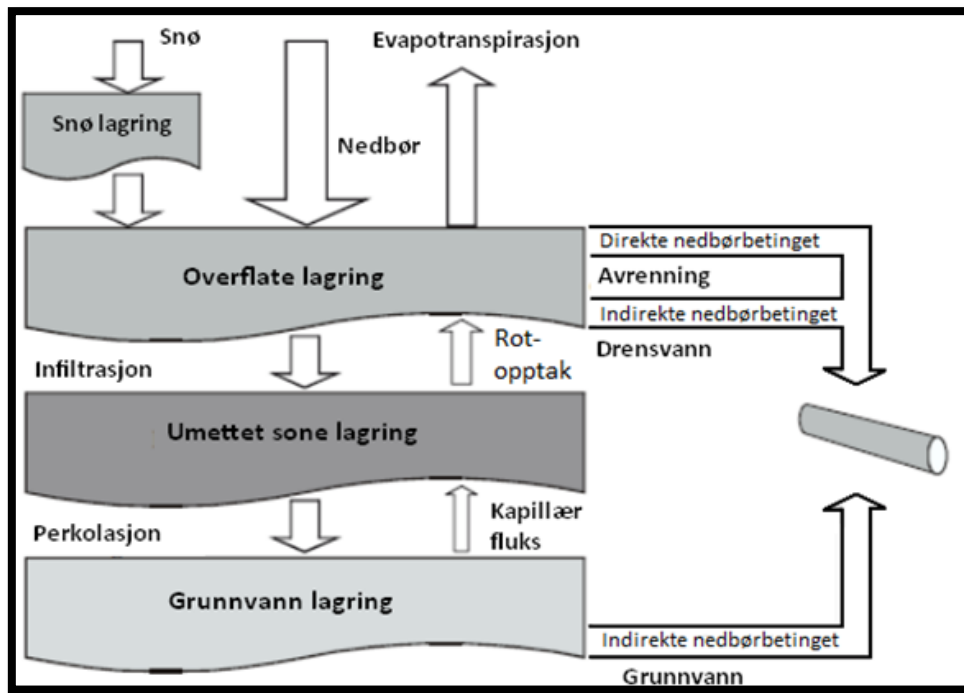
RDII-modulen bygger på en forståelse av at vannføringen på avløpsnett kan inndeles i tre komponenter (se figur 2-2): En del som beskriver overflateavrenning (*direkte nedbørbetinget*), en generell hydrologisk del (*indirekte nedbørbetinget*) og en del som behandler de ikke-nedbøravhengige komponentene, som spillvann og eventuelt annen konstant tilførsel.



Figur 2-2 Modell og inndeling av vannføring

Direkte nedbørbetinget avrenning (overflateavrenning) behandles med hensyn til temperatur og magasinering i form av snø eller i overflate. Når modellen tilføres nedbør kan vannet ende opp som overflatevann eller snø, avhengig av hvilke temperatur som måles. Snømagasinet vil kunne gi vann til avrenning som følge av temperaturer over 0 °C. Overflatevannets volum er i konstant forandring gjennom nedbør og fordamping (evaporasjon og transpirasjon). Fordamping er temperaturavhengig. Om overflatemagasinet fylles, føres det overflødig vannet videre som netto nedbør (Gustafsson, 1993).

Den generelle hydrologiske modellen (indirekte nedbørbetinget avrenning) består både av ligninger basert på fysiske prosesser og av mer teoretiske, erfaringsbaserte ligninger. På bakgrunn av meteorologisk data beregnes avrenning, grunnvannsnivå, relativ fuktighet i marksonene og vannføringen i grunnvannssonen. Magasinering foregår som snø, på overflate, i rotsone og grunnvannssonen. Samspillet mellom de ulike magasinene baseres på meteorologisk data i form av temperatur og potensiell evaporasjon, størrelse på de ulike magasinene og tid. Nedbør faller som snø eller regn og havner i henholdsvis snølager eller overflatelagring. Snøen kan siden gå over i overflatelagring (ved smelting). Overflatelageret inneholder vann bundet i vegetasjon og forsenkninger i den øverste del av bakken. Før dette bassenget fylles skjer den eneste utvekslingen av vann gjennom fordampning og vann som sakte drenerer til avløpsnett. Når derimot overflatelageret er fullt genereres overflateavrenning til avløpsnett og rotsonen. Hvilken andel som genereres i hvilken retning er avhengig av hva som har skjedd før nedbørhendelsen og hvilke innstillinger systemet har. Vann som infiltrerer bakken fyller neste magasin (umettet sone, eller rotsone). Vann kan her tapes gjennom planters vannforbruk. Om rotsonemagasinet fylles kan vann perkolere videre til grunnvannssonen. Her kan vann trekkes oppover ved hjelp av kapillære krefter eller infiltrere videre til nettet. Figur 2-3 illustrert de ulike magasinene og modellens forståelse av samspillet mellom disse.



Figur 2-3 Modeloppbygning for nedbørbetinget fremmedvann, direkte og indirekte. Kilde: DHI, 2000

De ikke-nedbøravhengige komponentene, spillvann og tilleggsvannføring, kan velges å holdes tilnærmet konstante. I en mindre avløpssone er det naturlig at vannføringen følger spillvannspåslippet og da er det også naturlig å simulere mot forbrukskurver. I større områder eller distrikt vil det derimot det ikke være så lett å se forbruksmønsteret. Dette skyldes blant annet at de tilknyttede arealene kan være i svært forskjellig avstand fra det aktuelle punktet det simuleres for.

Spillvannet kan beregnes på bakgrunn av antall personer som er tilknyttet avløpsnett og hvor mye den enkelte bidrar med. Tilleggsvannføring er den vannføring som verken kan forklares med hensyn til nedbør eller spillvann. Den er ikke mulig å avdekke uten å faktisk gjennomføre målinger og skyldes gjerne drikkevannsløkkasjer og andre tilnærmet konstante kilder.

I modellen presenteres bidragene slik (se figur 3-8): Målt vannføring, spillvann, impermeable flater, *overland*, *interflow*, grunnvann og tilleggsvannføring. *Overland flow* er avrenning fra ikke tette flater og raskt drensvann, det utgjøres både av direkte- og indirekte nedbørbetinget avrenning. *Interflow* er en treg avrenning, blant annet drensvann. Denne utgjøres da av indirekte nedbørbetinget avrenning.

Innstillinger

Modellverktøyet må angis en rekke innstillinger før simulering. Et fåtall av disse omhandler faktiske tall ved avløpsfeltet og et flertall består mer teoretiske komponenter med utspring i hvordan modellen er oppbygget.

Avløpsfeltet beskrives ved å føre inn total størrelse, antall personenheter (PE) og tette flater i form av vei og bygg. Videre angis koeffisienter for andelen av tette arealer og andelen av

ikke-tette arealer (grønne) som faktisk bidrar til avrenning. Dette gjøres hovedsakelig ved kalibrering eller med utspring i empiriske data.

Videre angis størrelse på overflatemagasin og rotmagasin i antall millimeter. Dette gjøres ofte med utgangspunkt i forventninger basert på erfaring og sjeldnere etter målinger. Dette blant annet fordi størrelse på disse magasinene vil kunne variere stort innenfor relativt små arealer. Det gis tidskonstanter fra de ulike magasinene, det vil si hvor lang tid avrenningen svarer til nedbøren. Bidragskoeffesienter bestemmes for overflatesonen og grunnvannsmagasinet. Dette er da tall på hvor store andeler av disse magasinene som bidrar til avløpsnett. Programvaren gir også mulighet til å benytte en rekke flere innstillinger som ikke er benyttet i denne oppgave og som derfor ikke vil bli omtalt.

Innstillingene som springer ut av enhetsarealene manipuleres ikke ytterligere og det foretas ingen kalibrering. Dette fordi hensikten med oppgaven er å se om det går an å beskrive vannføringen på Muusøya renseanlegg med de gitte typeområdene og de valgte innstillingene av disse.

2.4.2 Øvrig programvare

ArcMap 10.1 er en hovedkomponent i Esris ArcGIS serie av program som er utviklet for å illustrere, editere, analysere og utarbeide geografisk informasjon (wikipedia.org, 2013a).

Feature Manipulation Engine (FME) er benyttet for å konvertere ledningsdatabasen fra Gemini VA til et format som kan leses i ArcMap. Konverteringsrutinene som er benyttet er utviklet for Oslo og Drammen kommune (Rosim, 2011).

Microsoft Word er benyttet til å skrive oppgaven og Microsoft Excel er brukt til å beregne og fremstille resultater i figurer og tabeller.

TextPad er en teksteditor som har gjort behandlingen av store dataserier enklere. Den har i denne oppgave blitt benyttet gjennom å konvertere måleserier fra Meteorologiske Institutt til et format som kan benyttes av Mouse Rounoff Calibrator.

2.5 Innhentet data

For ulike beregninger er det innhentet data fra ulike kilder. Dataene som er innhentet omfatter arealanslag, klimatiske data, en ledningsdatabase, Rosims modell, total-fosfor og vannføring.

For de klimatiske dataene og vannføringsmålingene er gjennomsnittet av daglige verdier benyttet.

2.5.1 Arealanslag

Arealanslag for hva som er nedbørfelt og hva som er rensedistrikt er gjort via karttjenesten norgeskart.no (Kartverket, 2013) og kartgrunlaget utarbeidet av Rosim i programvaren ArcMap 10.1.

Nedbørfeltet er anslått med utgangspunkt i topografien.

Rensedisriktet er ansett som de umiddelbare områder rundt bebyggelsen og avløpsledninger, som er tilknyttet renseanlegget. Hvor grensen går for umiddelbar er ikke så lett å fastslå, men det er tatt utgangspunkt i en inndeling av 697 tilrenningsarealer som igjen har sitt utspring i Rosims modell fra 2008.

2.5.2 Klima

Modelleringen av vannføring er gjort på bakgrunn av målinger gjort av nedbør, fordampning og temperatur.

Nedbørserier er hentet fra Meteorologisk Institutt's internettjeneste www.eklima.no. Meteorologisk Institutt's nedbørmåler i Drammen ble i 2002 flyttet fra Marienlyst til ny lokasjon på Berskog på andre side av Drammenselva. Måleserien fra Berskog starter ikke før i på senhøsten 2004. Om dette skyldes kalibrering, mulig nedleggelse eller annet vites ikke. Målingene fra Marienlyst benyttes kun i omtale av klimautvikling og endrede nedbørforhold i Drammen (1.3.5), ikke i arbeidet med modellen.

Fordampningsserier er hentet fra Norges vassdrags- og energidirektorat som igjen bygger sine tall på data fra Meteorologisk Institutt. For perioden før 2009 er det blitt benyttet tall fra Drammen og for perioden etter 2008 er det benyttet fra Oslo. Det ble forsøkt å finne nye data fra Drammen, men det er gode argumenter for at tall fra Oslo er tilfredsstillende.

Fordampningsseriene bygger på målinger gjort av potensiell evaporasjon fra et vannkar med fri vannoverflate og måleren er gjerne plassert på en eng eller jorde, i god avstand fra bygg og sentrum. Faktisk fordampning i et urbant område som Muusøya rensedisrikt kan være svært forskjellige (Sælthun, 2013): Det vil ofte være varmere, mindre vegetasjon og mindre tilgjengelig vann. Det kan være varmere fordi det er en helt annen andel av svarte flater som varmes opp av sol og følgelig kan evaporasjonen etter nedbør være større. Mindre vegetasjon medfører mindre transpirasjon. Andelen menneskeskapte tette flater gjør at vann i jorden er mindre tilgjengelig for evaporasjon. Dessuten er det antagelig større forskjeller innad i Drammen, enn det er mellom Drammen og Oslo. Dette skyldes blant annet varierende temperatur og vindforhold (ibid.). Allikevel kan det legges til at ved å endre fordampningsserien fra Oslo til Drammen økte samlet kalkulert avrenning til Muusøya renseanlegg med 1 % for 2008. Dette kan forklares med at fordampningsserien fra Oslo opererer med høyere verdier enn Drammen.

Temperaturmålinger stammer fra Meteorologisk Institutt og deres målestasjon på Berskog, Drammen.

I måleseriene for nedbør og temperatur fantes «hull», det vil si dager det av en eller annen grunn ikke var ført verdi. For temperatur gjaldt det 11 dager i perioden 2007 til og med 2012. Disse fikk da snittet av de to nærmeste dages verdi. For nedbør ble verdien satt til 0. I utregning av gjennomsnitt og sammendrag ble disse dagene ikke medregnet og år med mer enn 50 hull ble ikke tatt med i figur 1-9 og 1-10.

2.5.3 Ledningsdatabase

Ledningsdatabasen er skaffet til veie av Drammen kommune og Dag Lauvås, Vann- og avløpsvirksomheten. Den er ajourført til og med 2012. Databasen har blitt konvertert fra et Gemini VA-format til å kunne leses i ArcMap 10.1 ved hjelp av programvaren Feature Manipulation Engine.

Databasen inneholder totalt 220 km ledninger, hvor 87 km er oppgitt som ledninger tilknyttet til drikkevannsnettet og 10.1 km har status nedlagt. Ledningsnett på avløpssiden blir da 134 km og utgjøres av knappe 50 km fellesnett, 34 km separatsystem og 50 km overvannsledninger. I tillegg til driftsstatus D for drift og N for nedlagt finnes 13 m ledning av avløpsnettet med status I. Dette indikerer da at de er i midlertidig ute av drift eller venter på å bli tatt i bruk. Disse er blitt behandlet som om de var i bruk da andelen de utgjør er forsvinnende liten.

I ledningsdatabasen er det hentet ut informasjon om ledningstype (vann, spillvann, overvann eller avløp felles), hvilket år den aktuelle ledningen ble lagt, lengde, driftsstatus, materiale og dimensjon.

2.5.4 Rosims modell

Rosims modell inneholder svært mye mer informasjon enn det som er benyttet i denne oppgaven. Her nevnes kun de datasett som er tatt i bruk: Avløpsvannets strømningsretning, elv- og bekkeangivelse, antall personenheter, soner og kummer hvor det er gjort vannføringsmålinger, tette flater i form av tilrenningsareal og bygg- og veiareal.

Hvilke retning avløpet renner er angitt på bakgrunn av kumhøyde og pumpestasjoner.

Elv- og bekkeangivelse er gjort grovt i den hensikt å illustrere hvor de viktigste overflatevann befinner seg. Disse er kun gjort for det sentrale rensedistriktet, ikke for hele nedbørfeltet.

Antall personenheter er generert ved å koble data fra folke- og GAB-registeret (grunneiendommer, adresser og bygninger). Rosim simulerte for 16876 personenheter i 2008. I denne oppgaven benyttes 17 876 personenheter og omfatter da i tillegg 1000 personenheter fra Nedre Eiker kommune.

Soner og kummer hvor vannføringsmåling har blitt gjort er blitt benyttet i arbeidet med å bli kjent med dataverktøyet. I tillegg er vannføringsmålinger av Landfallsbekken benyttet for å estimere bidrag til vannføring fra ikke-urbane-felter. Denne bekken er den eneste bekken av størrelse som er tilkoblet avløpsnettet (eksklusiv overvannsledninger).

Tette flater i form av veier og hustak er inntegnet med bakgrunn i eksisterende kartverk. Modellen er mangelfull når det gjelder parkeringsplasser og oppkjørsler. Det er også kun menneskeskapte tetteflater som behandles. Tette flater i form av en mer naturlig karakter, som impermeable løsmasser og berggrunn er ikke med i kartgrunlaget.

Modellen består av 697 tilrenningsarealer med like mange sluk. Disse er håndtegnet inn i modellen og bygger på en antagelse om at hvert areal utgjør en egen avløpssone.

2.5.5 Total-fosfor og vannføring på Muusøya renseanlegg

Målinger av vannføring og total-fosfor-konsentrasjoner ved Muusøya renseanlegg baserer seg på henholdsvis daglige målinger og akkreditert prøvetakning. Vannmåleren på renseanlegget ble byttet ut i desember 2008 fordi den eksisterende måleren ikke virket optimalt. Målingene av fosfor er tatt på innløpet av renseanlegget og sendt til eksternt laboratorium (Eurofins Norge AS) for analyse. Det er 141 analyser fordelt 6 år. Prøvene er basert på ukeblandprøver og tatt ut mengdeproporsjonalt. Både Herman Bräuer (fagleder renseanlegg og avløpsstasjoner, Drammen kommune) og Vibeke Olsbu (driftsingeniør VA-prosess, Drammen kommune) har vært behjelpelig med måledata. Data fra samtlige prøver (fosforkonsentrasjon og gjennomsnittlig vannføring for prøveuke) legges ved i vedlegg D.

2.6 Feilkilder

Mulige feilkilder i oppgaven er: Eventuell uoverensstemmelser mellom kommunenes ledningsdatabase og virkeligheten, prosedyrer rundt prøvetakning, prøveanalyse, vannføring og ikke minst beregninger gjort i denne oppgave, ved tastefeil eller misforståelser m.m. Drammen kommune oppgir maksimal avvik på vannføringsmåleren ved Muusøya renseanlegget å være 10 % (Olsbu, 2013). Dette er måleren som erstattet den gamle i november/desember 2008.

3 Resultater

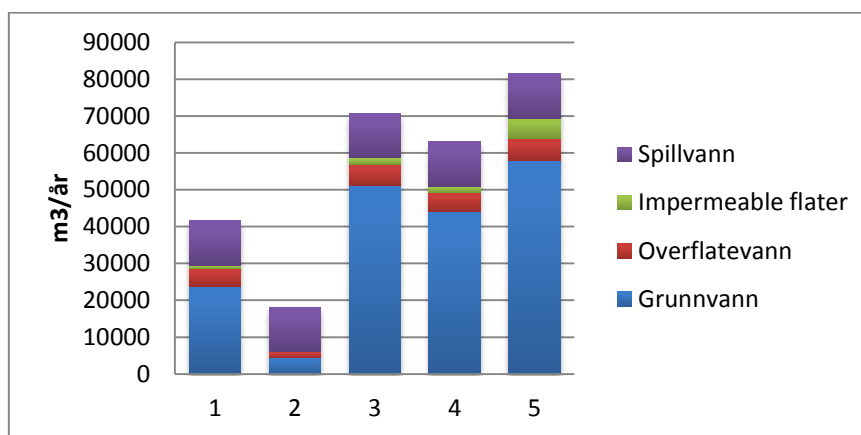
Tall og beregninger fra modellarbeidet er grove og det dreier ofte seg om store tall. Disse er derfor uttrykt uten desimaler. For fosforberegninger er det valgt å operere med to desimaler. Dette gjøres også for analysene fra Eurofins.

3.1 Enhetsareal

Alle beregninger basert på nedbørmålinger fra 2008. Enhetsarealene er angitt med nummer som tilsvarer typeområdet med samme nummer. Ikke-urbane felter har ikke et enhetsareal, disse benyttes kun for simulering. Her repeteres hvilke nummer som tilsvarer hvilke typefelt, eller her enhetsareal:

- 1 – Eldre separatsystem
- 2 – Nyere separatsystem
- 3 – Eldre fellessystem, boligbebyggelse
- 4 – Nyere fellessystem, boligbebyggelse
- 5 – Fellessystem, sentrum-/næringsbebyggelse

Med innstillingene som gjøres fås følgende vannføringer av simulering for 2008, se figur 3-1. Verdiene i seg selv skal ikke vektlegges fordi de representerer arealer som ikke finnes, men prosentandelen hver komponent utgjør av total vannføring i samme type er interessant, se også tabell 3-1. Resultatene fra enhetsarealene skyldes de innstillingene som gjøres og en forventning om bidrag fra de ulike typene. Dette innebærer altså en rangering, at det forventes mer vann fra et fellessystem med sentrums/næringsbebyggelse enn fra et eldre avløpsfelt i boligbebyggelse osv.

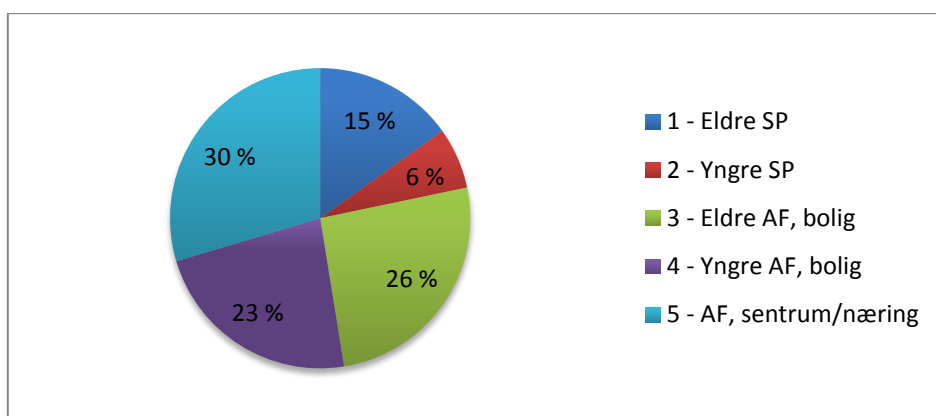


Figur 3-1 Enhetsareal og årlig vannføring, 2008

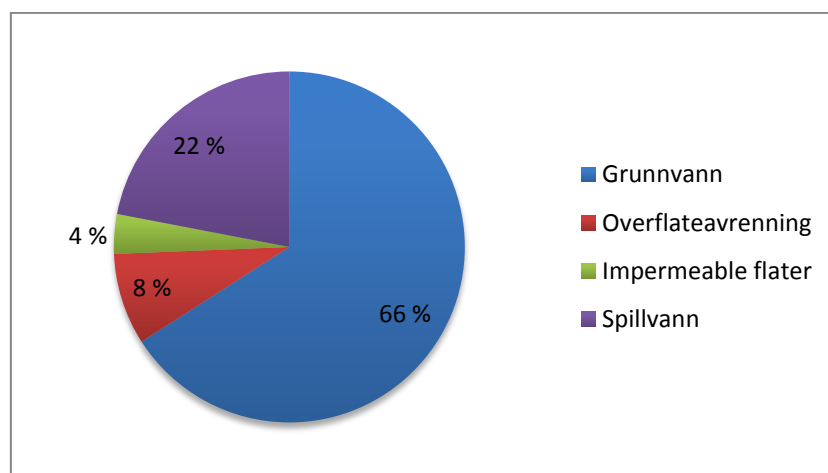
Tabell 3-1 Enhetsareal og bidrag fra de ulike komponentene

Enhetsareal	1	2	3	4	5
	%	%	%	%	%
Totalt kalkulert volum	100	100	100	100	100
Grunnvann	57	24	72	70	71
Overflateavrenning	12	9	8	8	7
Impermeable flater	2	0	3	3	7
Spillvann	29	67	17	19	15
Fremmedvann	71	33	83	81	85

De kalkulerte vannføringene kan gi uttrykk for hvilke enhetsareal som bidrar med mest vann og det kan også illustreres hvilke komponent (sum av samtlige enhetsareal) som vektlegges mest, hhv. figur 3-2 og 3-3.

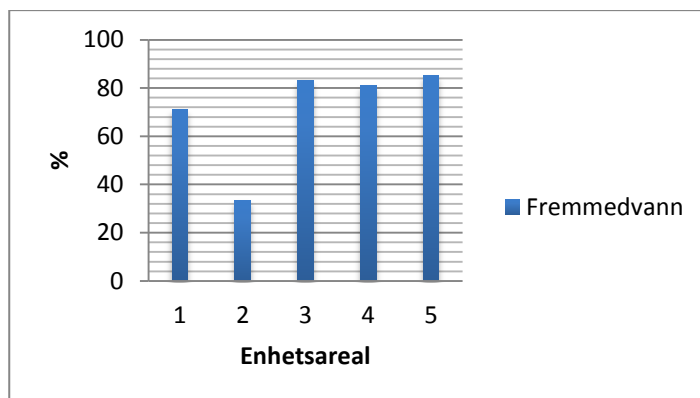


Figur 3-2 Bidrag til vannføring fra de ulike enhetsareal



Figur 3-3 Bidrag til vannføring fra komponentene

Isolert sett er andelen fremmedvann svært lik i de tre typeområdene med fellessystem, se figur 3-4. Type 2 skiller seg betraktelig ut med en mye lavere andel fremmedvann enn de andre typene.



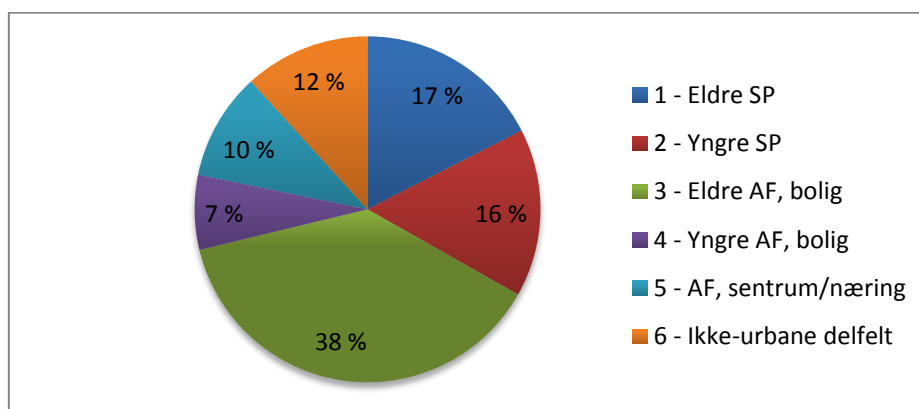
Figur 3-4 Enhetsareal og prosentandel fremmedvann

3.2 Typeområder

Grunninnstillingene for enhetsarealene benyttes videre, men bildet blir atskillig mer komplekst når hvert typeområde får sine beregnede innstillinger for antall personenheter, total areal og vei- og husareal (tette flater), se tabell 3-2. Område 6, eller type 6, er ikke et eget typeområde, men representerer ikke-urbane felter og avrenning fra disse, blant annet Landfallsbekken.

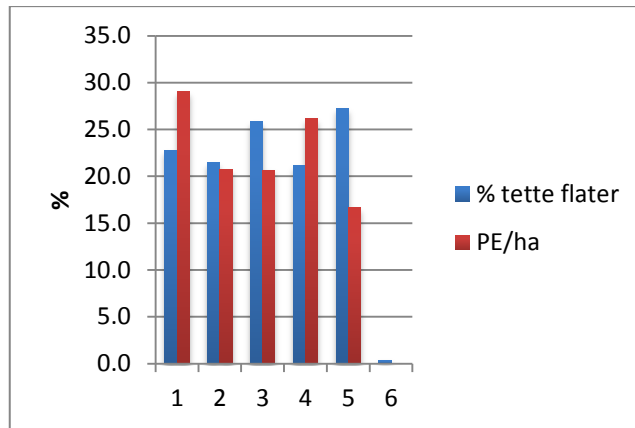
Tabell 3-2 Typeområder og ikke-urbane felter. Areal, PE, prosent andel tette flater og PE/areal.

Typeområde	Benevning	1	2	3	4	5	6	sum
Antall	n	152	107	254	93	82	9	697
Totalt areal	ha	159	143	346	63	91	107	909
Husareal	ha	23	21	51	8	18	0	122
Veiareal	ha	13	9	38	6	7	0	73
PE	n	4609	2959	7136	1657	1515	0	17876
tette flater	%	22,8	21,4	25,8	21,1	27,2	0,4	
PE/ha	n/ha	29,0	20,7	20,6	26,1	16,6	0,0	



Figur 3-5 Typeområde og prosentandel av totalt areal

Figur 3-5 viser prosentandel av total areal som utgjøres av de ulike typeområdene.

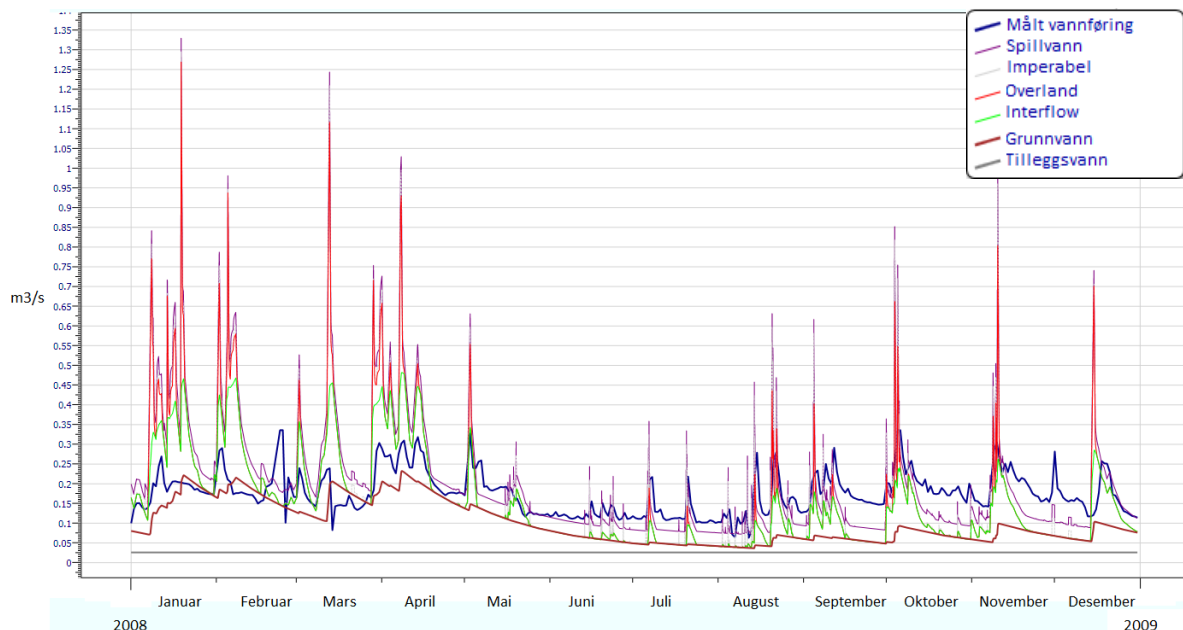


Figur 3-6 Typeområde, andel tette flater og «befolkningstetthet». Befolkningstetthet er i virkeligheten tetthet av personenheter (PE)

I figur 3-6 kan det leses at typeområde 5, med fellessystem og bebyggelse av type sentrum/næringspreg, har noe større andel tette flater enn boligområdene og færre PE pr. areal. Dette er i samsvar med forventning. Forskjellene mellom de resterende typene er vanskeligere å forklar med utgangspunkt i kategori og skyldes kanskje i større grad tilfeldigheter, det er for eksempel ingen forventning til større andel tette flater i et nyere separatsystem enn et eldre.

3.3 Simulering

3.3.1 2008



Figur 3-7 Simulerte- og målt vannføring av 2008

I figur 3-7 kan kalkulert vannføring sammenlignes med målt. Toppene over målt vannføring utgjør et volum som antas å gå i overløp, beregnet til 13 %, se tabell 3-3.

Tabell 3-3 Totalvolum og prosentandel, 2008. Vannføring fra summen av samtlige typer (1-6). Målt vannføring er uttrykt som prosentandel av kalkulert vannføring. De ulike komponentene er uttrykt som andel av kalkulert vannføring.

	10 ³ m ³	%
Målt vannføring	5538	87
Kalkulert vannføring	6399	100
Beregnet overløp	861	13
Tillegsvannføring	820	13
Grunnvann	3908	61
Overflatavrenning	431	7
Tette flater	158	2
Spillvann	1080	17
Fremmedvann	5317	83

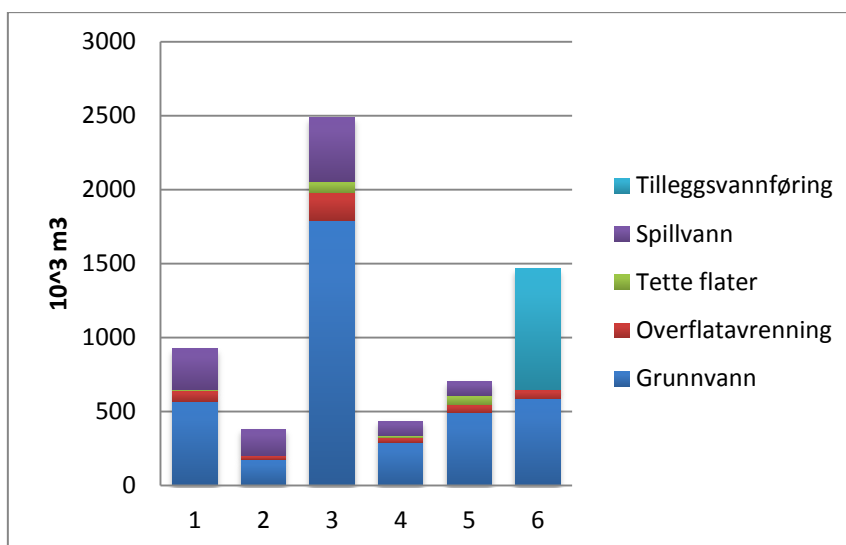
Tabell 3-4 Kalkulert vannføringer, typeområder og bidragskomponenter

	1	2	3	4	5	6
	10 ³ m ³	10 ³ m ³	10 ³ m ³	10 ³ m ³	10 ³ m ³	10 ³ m ³
Kalkulert vannføring	926	380	2487	436	702	1466
Tillegsvannføring	0	0	0	0	0	820
Grunnvann	568	178	1790	293	494	585
Overflatavrenning	76	24	188	31	52	61
Tette flater	3	0	78	12	65	0
Spillvann	279	179	431	100	92	0
Sum	926	381	2487	436	703	1466

Tabell 3-5 Andel av totalt kalkulert totalvannføring, andel fra hvert typeområde og andel fra hver komponent

	1	2	3	4	5	6	SUM
	%	%	%	%	%	%	%
Kalkulert vannføring	14	6	39	7	11	23	100
Tillegsvannføring	0	0	0	0	0	13	13
Grunnvann	9	3	28	5	8	9	61
Overflatavrenning	1	0	3	0	1	1	7
Tette flater	0	0	1	0	1	0	2
Spillvann	4	3	7	2	1	0	17

Typeområde 3 utgjør det klart største bidraget til vannføringen med 32 %. Årsaken til dette ligger først og fremst i at dette område utgjør den største andelen av arealet i rensedistriktet, se figur 3-5.



Figur 3-8 Total- og komponentsvis vannføring

Tabell 3-6 Typeareal som representant for hele rensedistriktet. Relativ til «normal kjøring». Bidrag fra ikke-urbane felter er holdt konstant.

	1	2	3	4	5
	%	%	%	%	%
Tilleggsvannføring	100	100	100	100	100
Grunnvann	88	41	122	109	128
Overflateavrenning	103	45	115	104	121
Tette flater	11	0	104	104	314
Spillvann	100	100	100	100	100
Fremmedvann	89	49	117	107	128
Total	91	58	114	106	124

Om en av de fem typeområdene hadde utgjort hele rensedistriktet hadde dette gitt andre utslag for totalvannføringen. I tabell 3-6 kan vannføringene relativ til «normal kjøring». Med normal kjøring menes da de eksisterende forhold for 2008. Om hele rensedistriktet hadde blitt lagt om til nyere separatsystem (type 2) ville det vært 49 % fremmedvann. Årsaken til at andelen fremdeles er stor ligger i bidraget fra ikke-urbane felter og at dette er holdt konstant. I normal kjøring, 2008, er dette bidraget på 23 % av total vannføring og bidraget fra typeområdene 77 % . Ved å redusere bidraget fra typeområdene får bidraget fra de ikke-urbane feltene større tyngde.

Ved å etablere et nyere separatsystem (typeområde 2) over hele rensedistriktet blir den årlige vannføringen 58 % av dagens vannføring.

3.3.2 2007 – 2011

Tabell 3-7 Beregnede vannføringer, 2007-2008

Hva	Benevning					
År	-	2007	2008	2009	2010	2011
Årsnedbør	mm	851	913	897	755	932
Vannføring nedbørfelt	10 ³ m ³	21270	22818	22420	18880	23308
Vannføring rensedistrikt	10 ³ m ³	7674	8233	8089	6812	8409
Vannføring modell	10 ³ m ³	5584	6399	5398	5205	5154
Beregnet overløp	10 ³ m ³	881	861	739	1252	418
Målt vannføring	10 ³ m ³	4703	5538	4659	3953	4736

De beregnede vannføringene for nedbørfelt og rensedistrikt er her et anslag med hensyn til areal og årsnedbør. Beregnet overløp for 2010 er antagelig for høyt fordi det mangler målinger fra november og desember. Med metoden som benyttes her blir alt vannet som da kalkuleres for denne perioden ansett som overløp.

Tabell 3-8 Vannføring og prosentandel

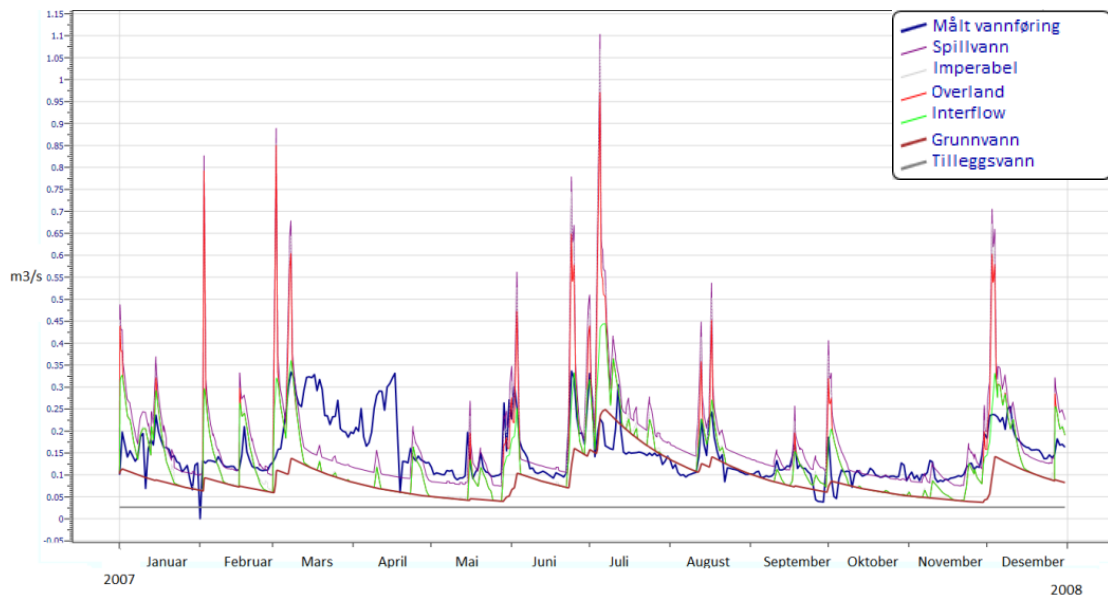
Hva	Benevning					
År	-	2007	2008	2009	2010	2011
Andel målt av vannføring rensedistrikt	%	61	67	58	58	56
Andel målt av vannføring modell	%	84	87	86	76	92
Andel overløp (beregnet)	%	16	13	14	24	8
Andel modell av vannføring rensedistrikt	%	73	78	67	76	61

Baser på årlig nedbør og anslag for rensedistriktets areal er det ca. 60 % av vannføringen i distriktet som havner på renseanlegget. Dette regnestykket tar da ikke hensyn til lokalevariasjoner i nedbør eller bidrag fra det resterende nedbørfeltet.

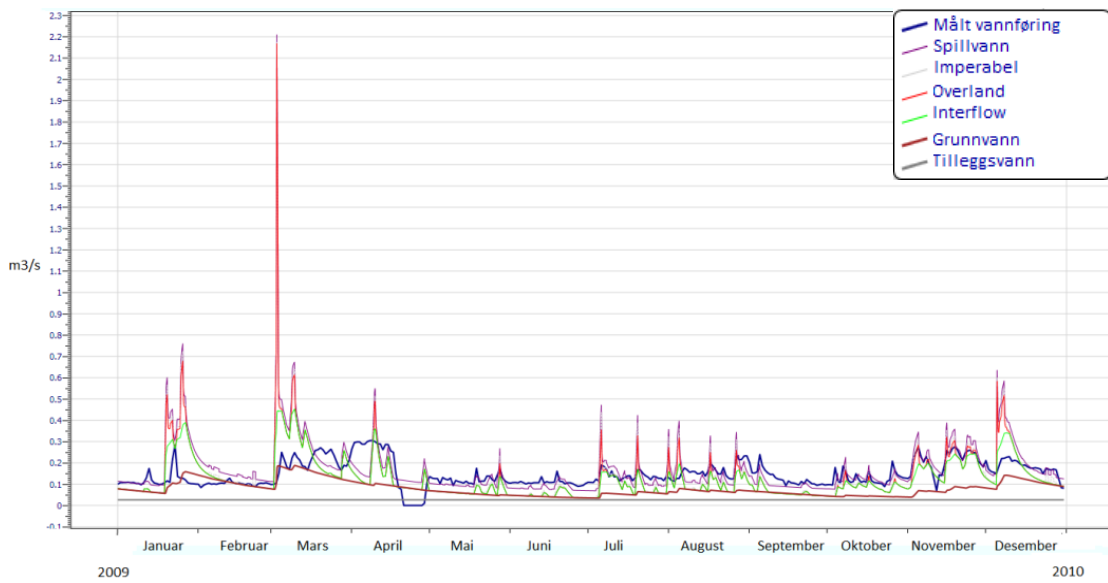
Tabell 3-9 Prosentandel vann, komponentsvis og andel fremmedvann

År	2007	2008	2009	2010	2011
Benevning	%	%	%	%	%
Tilleggsvannføring	15	13	15	16	16
Grunnvann	57	61	56	55	54
Overflatavrenning	6	7	6	6	6
Tette flater	3	2	3	3	3
Spillvann	19	17	20	21	21
Kalkulert	100	100	100	100	100
Fremmedvann	81	83	80	79	79

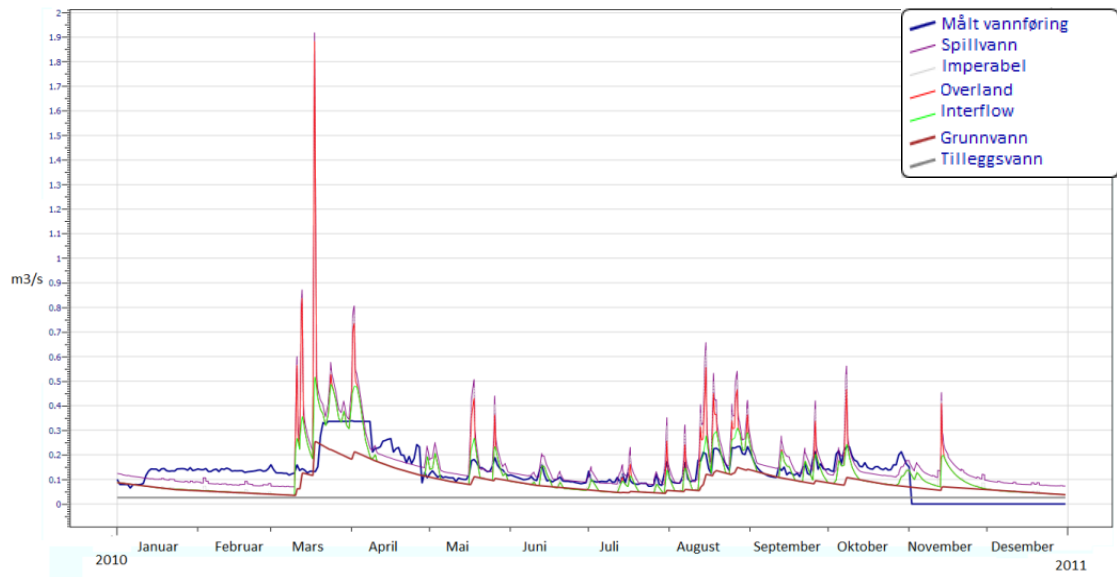
Grunnvann er den aller største bidragskomponenten samtlige år. Dette har først og fremst å gjøre med innstillingene av enhetsarealene og hvordan programvaren simulerer, og i mindre grad med hva som faktisk er tilfelle.



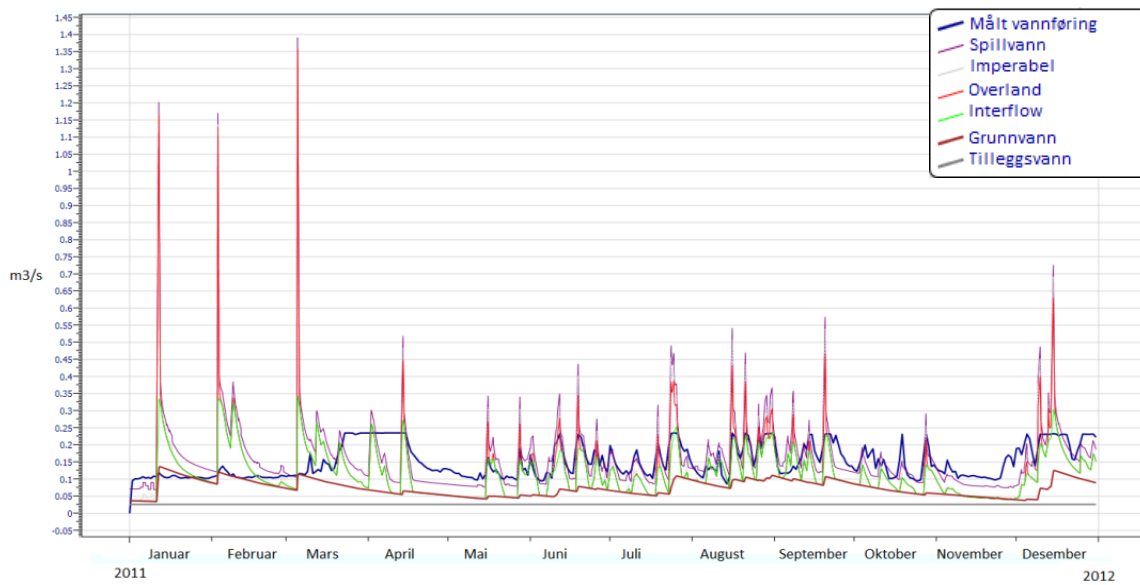
Figur 3-9 Simulerte- og målt vannføring av 2007



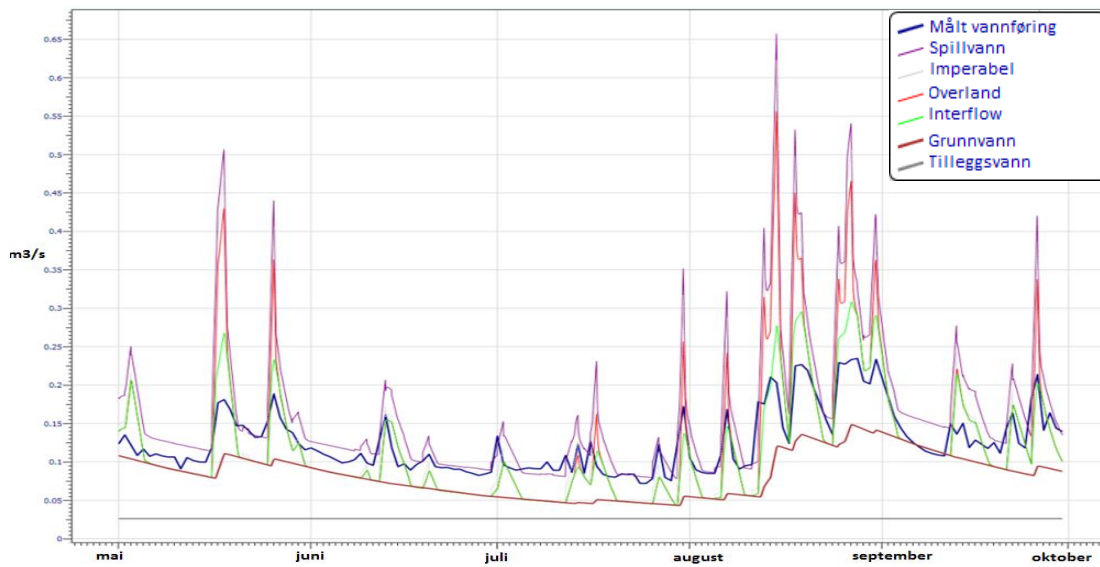
Figur 3-10 Simulerte- og målt vannføring av 2009. I slutten av april mangler vannføringsmålinger.



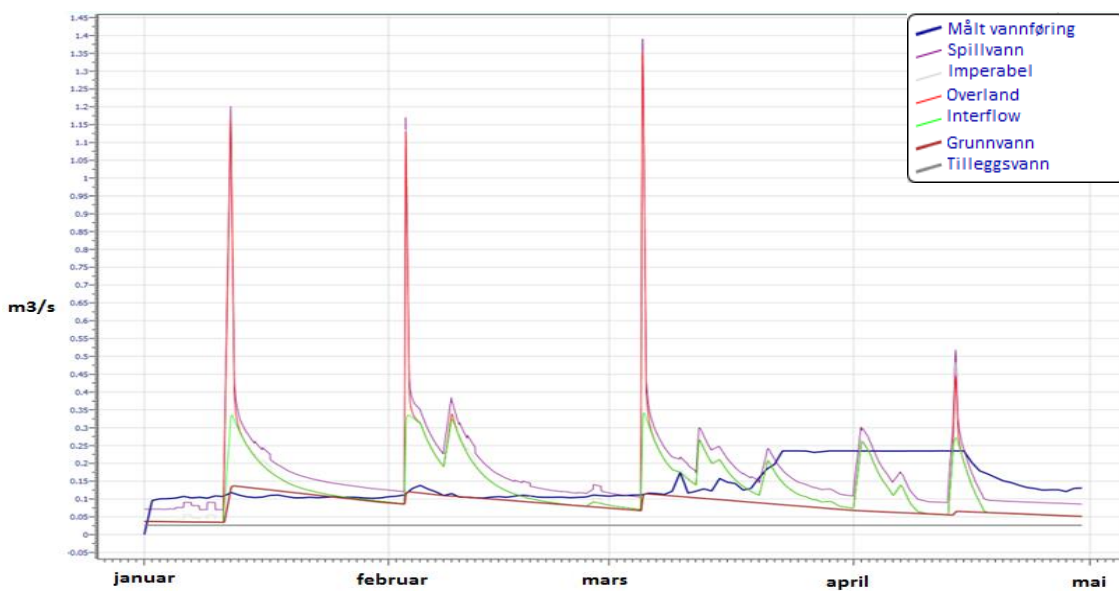
Figur 3-11 Simulerte- og målt vannføring av 2010. For 2010 mangler vannføringsmålinger fra november og ut året.



Figur 3-12 Simulerte- og målt vannføring av 2011



Figur 3-13 Mai – oktober, 2010. Eksempel på bedre samsvar mellom målt og kalkulert vannføring.



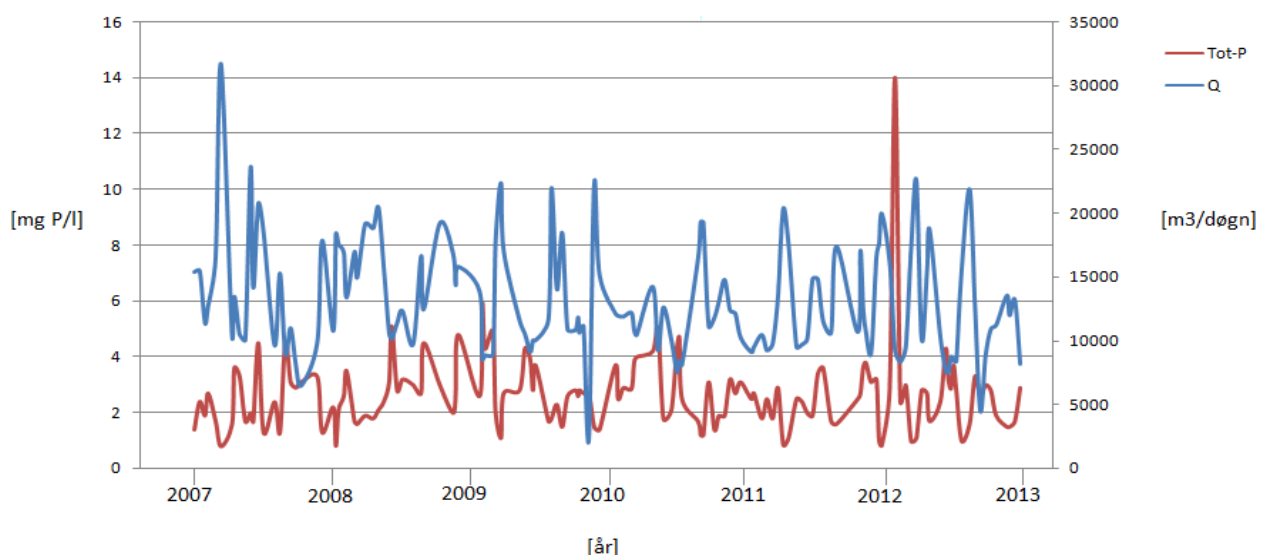
Figur 3-14 Januar – mai, 2011. Eksempel på dårligere samsvar mellom målt og kalkulert vannføring

Betraktninger av simuleringskurvene

Det finnes svært lite samsvar mellom målt og kalkulert vannføring under vårflo. Sommerhalvåret er det generelt større samsvar og de topper som er høyere enn målt vannføring kan skyldes konvektiv nedbør av stor intensitet og følgelig stor overløpsdrift. Legg merke til at vannføringen er konstant under vårfloen 2010 og 2011, hhv. figur 3-11 og 3-12. Dette kunne skyldes at kapasiteten ved renseanlegget sprenges, men det er ikke samme tall for vannføring som nås de to årene. I 2010 er taket ved 0,33 m³/s eller snau 1200 m³/time. I 2011 nås taket ved 0,24 l/s eller drøye 850 m³/time. Hvorfor det er en differanse mellom disse takene vites ikke. En mulig årsak til at et tak nås kan være at vannføringsmåleren når et maksimum for hva den klarer å måle. Dette forklarer allikevel ikke differansen mellom 2010 og 2011 da det skal være samme måler ved de to tidspunktene. Det kan andre delprosesser ved renseanlegget som begrenser inntaket.

Figur 3-13 viser et mer detaljert bilde av det som i denne sammenheng må anses som bra, eller bedre, samsvar mellom simulert og målt vannføring. Toppene fra den simulerte vannføringen er generelt høyere og dette anses som tap i overløp. I figur 3-14 vises svært liten sammenheng mellom simulert og målt vannføring. Mye av årsaken til dette ligger nok i at en stor del av bidraget fra ikke-urban felter holdes konstant og er dermed uavhengig av temperatur. Vannføringen under vårfloen, ca. 20. mars til 15. april, er tilnærmet konstant på renseanlegget og dermed også vanskelig å oppnå samsvar mellom målt og simulert vannføring.

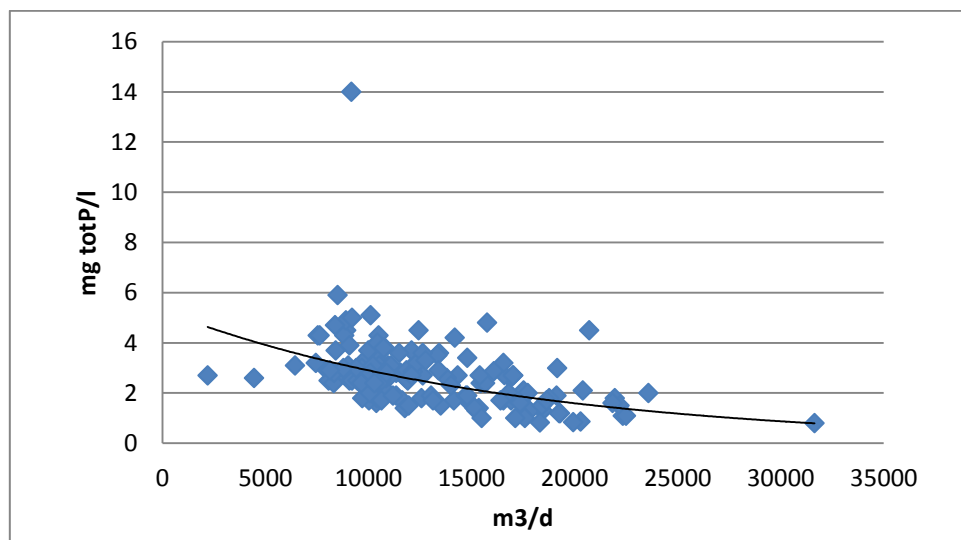
3.4 Fosforkonsentrasjoner



Figur 3-15 Vannføring og fosforkonsentrasjon, innløp Muusøya

Figur 3-15 viser stort sett at fosforkonsentrasjonen går ned når vannføringen stiger. Dette kan ses ved at grafene speiler hverandre. Uttrykt som *Pearsons produkt-moment koeffisient* er korrelasjonen -0,43, noe som indikerer en svak til moderat sterk sammenheng.

Sammenhengen kan også avdekkes gjennom å plote fosforkonsentrasjon mot vannføring, se figur 3-16. Her ses også *slengere*, det vil si verdier som avviker mye fra normalene og bidrar til at korrelasjonen er lavere, for eksempel kan det ses en måling på 14,00 mg Tot-P/l.



Figur 3-16 Vannføring mot Tot-P (2007 – 2012)

Tabell 3-10 Gjennomsnittsmålinger pr. år. d=døgn, p=person

år	Vannføring	Vannføring	Tot-P	Tot-P	Antall PE		Fortynningsgrad	
	m ³ /d	10 ³ m ³ /år	mg/l	g/d	1,6 g P/pd	1,8 g P/pd	13,9 mg P/l	14,3 mg P/l
2007	14141	5162	2,39	31296	19560	17387	7,08	7,29
2008	15081	5520	2,71	39102	24439	21723	6,02	6,02
2009	12877	4700	2,81	32523	20327	18069	5,84	6,01
2010	12154	4436	2,86	32591	20369	18106	5,77	5,93
2011	12982	4738	2,33	28759	17974	15977	7,21	7,42
2012	11914	4360	2,87	30518	19074	16954	6,48	6,67
snitt år	13140	4819	2,67	32359	20224	17977	6,40	6,59

Antall PE er beregnet til gjennomsnittlig 20224 PE basert på 1,6 g P pr. person og døgn og 17977 basert på 1,8 g P pr. person og døgn, se tabell 3-10. Første verdi samsvarer best med verdien som Muusøya renseanlegg opplyste de mottok i den aktuelle periode. Andre verdi samsvarer bedre med antallet som er simulert for i modellen.

Gjennomsnittlig fortynningsgrad er 6,40 (ved initialkonsentrasjon på 13,9 mg Tot-P/l) og gjennomsnittlig innløpskonsentrasjon er på gjennomsnittlig 2,67 mg Tot-P/l. Dette er da gjennomsnittet over de 6 årene hvor måledata er hentet fra. Verdiene er også svært stabile med hensyn til år, for fortynningsgrad er de laveste verdiene fra 2010 med 5,77 og høyest i 2011 med 7,21. Dette tilsvarer en andel fremmedvann i sjiktet 79,4 til 83,2 % av total vannføring, ved initialkonsentrasjon på 13,9 mg Tot-P/l.

Tabell 3-11 Fremmedvann, målte initialkonsentrasjoner og konsentrasjoner på innløp av Muusøya rensanlegg

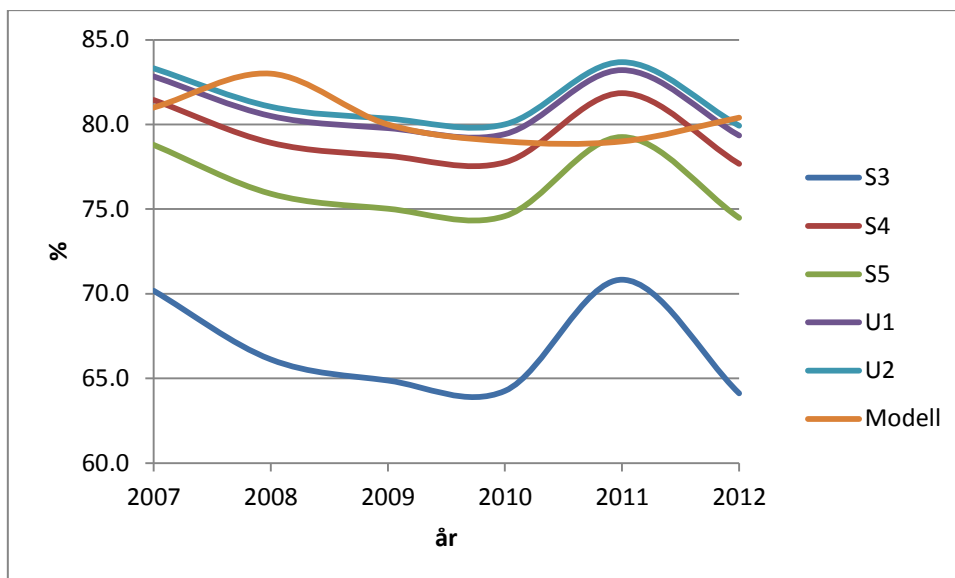
år	Relativ til spillvann inn (%)		Relativ til vannføring (%)	
	13,9 mg Tot-P/l	14,3 mg Tot-P/l	13,9 mg Tot-P/l	14,3 mg Tot-P/l
2007	608,3	628,8	82,8	83,3
2008	502,3	519,7	80,5	81,1
2009	484,3	501,1	79,8	80,4
2010	476,7	493,3	79,4	80,0
2011	621,1	641,8	83,2	83,7
2012	548,4	567,1	79,4	79,9
snitt alle år	540,3	558,8	80,8	81,4

Forskjellen mellom 13,9 og 14,3 mg Tot-P/l som utløpskonsentrasjon gir svært liten forskjell med hensyn til fremmedvann uttrykt som andel av total vannføring. Ved å uttrykke fremmedvann relativ til spillvann blir skalaen større, her (tabell 6-11) i rommet 476,7 % – 641,8 % for fremmedvann relativ til spillvann, mot 79,4 % - 83,4 % for fremmedvann relativ til totalvannføring, se tabell 3-11.

Tabell 3-12 Fremmedvanns beregninger basert på spesifikke tall. Fremmedvann relativ til totalvannføring. S1 til og med S6 angir beregninger med varierende spesifikke verdier, angitt i rad 2 og 3. p=person, d=døgn

	S1	S2	S3	S4	S5	S6
g Tot-P/pd	1,6	1,6	1,6	1,8	1,8	1,8
l/pd	140,0	160,0	200,0	140,0	160,0	200,0
mg Tot-P/l	11,4	10,0	8,0	12,9	11,3	9,0
2007	79,1	76,1	70,2	81,4	78,8	73,5
2008	76,3	72,9	66,1	78,9	75,9	69,9
2009	75,4	71,9	64,9	78,1	75,0	68,8
2010	75,0	71,4	64,3	77,8	74,6	68,2
2011	79,6	76,7	70,8	81,8	79,3	74,1
2012	74,9	71,3	64,1	77,7	74,5	68,1
snitt alle år	76,7	73,4	66,7	79,3	76,3	70,4

I tabell 3-12 er det S3 og S4 som markerer ytterpunktene, med gjennomsnittelig andel fremmedvann på henholdsvis 66,7 % og 79,3 %.



Figur 3-17 Årlig andel fremmedvann. S = spesifikke tall, U = målte initialkonsentrasjon. 2012verdien fra modell er estimert av gjennomsnitt fra de forgående år (2007-2011).

Kommentar til figur 3-17

Alle konsentrasjonsberegningene følger samme mønster, uavhengig om det dreier seg om verdier fra utløpskonsentrasjoner eller spesifikke verdier. I figuren er kun S3, S4 og S5 plottet av de spesifikke verdiene. S3 og S4 er ytterpunkter på resultatene. S5 er basert på de spesifikke verdier Lindholm et al. (2012) har benyttet i deres beregninger. Konsentrasjonsberegningene med bakgrunn i utløpskonsentrasjon, U1 og U2, er svært like. Beregningene fra modellen viser kanskje størst samsvar med U1, det vil si utløpskonsentrasjon på 13,9 mg Tot-P/l, og av de spesifikke kurvene: S4.

4 Drøfting

I drøftingen presenteres de ulike delene av oppgaven isolert. Deretter følger en oppsummering om omfanget av fremmedvannet i Muusøya rensedistrikt og en konklusjon med generelle betraktninger rundt oppgaven.

4.1 Kartlegging og inndeling i typefelt

I arbeidet med å kartlegge Muusøya rensedistrikt og ledningsnettets ble det innledningsvis forsøkt å finne frem til avløpsfelt som av en eller annen grunn framstår som homogene og derfor lett kategoriserbare. Optimalt var dette et delfelt som var oversiktlige, hvor alt avløpsvann ledes til felles ledning og hvor ledningsnettets er av noe lik karakter med hensyn til alder, dimensjon, systemtype m.m. Figur 4-1 illustrerer et slikt optimalt felt, hvor all bebyggelse er tilknyttet et separatsystem av omtrent lik alder, alle ledningene samles i en felles ledning nedstrøms og hvor bebyggelsen er av omtrent samme art.



Figur 4-1 *Det optimale avløpsfelt.* Et homogent avløpsfelt beliggende på Brøttet, nordvest i Muusøya rensedistrikt. Vei og bygninger i beige, blå viser bekk e.l. Ledninger i grønt er av type separatsystem.

Det skulle derimot vise seg at slike optimale avløpsfelt var vanskelig å finne og at kompleksiteten i ledningsnettets og sonene forøvrig gjorde en slik tilnærming vanskelig. Løsningen ble å inndele rensedistriktet i nærmere 700 soner og å fordele disse absolutt etter tre kriterier, eller egenskaper.

4.1.1 Valgte egenskaper

For å bygge typearealer ble egenskapene ledningsalder, systemtype og bebyggelse benyttet. At det er få, men klare egenskaper, gjør typeområdene færre i antall og modellen enklere. Å hindre at modellen blir for kompleks er et mål i seg selv. Dette med tanke på å kunne benytte arbeidet opp mot mennesker som ikke nødvendigvis jobber med modellering til daglig. Det at egenskapene ble delt absolutt, at et avløpsfelt for eksempel enten ble kategorisert som ung eller gammelt, er en voldsom forenkling. Om man derimot hadde operert med mange kategorier kunne det blitt svært mange typeområder og kanskje også mange typeområder uten

representanter i Muusøya rensedistrikt. Dette arbeidet hadde bidratt til mer kompleks modell og kanskje også vært uten nytte for det videre arbeidet i oppgaven.

Alder

Egenskapen alder ble valgt på grunn av en forventning om at ledningsnettet forringes ettersom det blir eldre og det at følgelig trenger mer fremmedvann inn. Hvorvidt dette er tilfelle er ikke undersøkt i denne oppgave. Det kan dog være at denne slutningen er noe enkel. I en undersøkelse i Oslo viste avløpssoner med ledninger lagt mellom 1940 og 1960 et mye lavere volum av fremmedvann enn gjennomsnittet (Franco-Torres, 2013). Alder i seg selv er etter all sannsynlighet ikke årsaken til mindre fremmedvann, men kanskje kan byggeteknikk eller materialvalg fra denne perioden være noe av årsaken. Dette bidrar til å sette spørsmål med den innledende forventningen om at økt alder gir mer fremmedvann. I denne oppgaven ble det valgt å skille mellom ledninger lagt før 1980 og ledninger lagt 1980 og senere. Skille ble her satt fordi det innebar at man oppnådde to relativt like grupper i antall og at det også kunne forsvares med at man i 1980 regnet med å ha oppnådd bedre rutiner for produksjon av utstyr og for legging av nye rør, enn hva som var tilfelle i etterkrigstiden (OVA, 1997). 56.9 % av avløpsnettet er lagt før 1980 og 43,1 % er lagt 1980 og senere. Nærmere 30 % av ledningene er av ukjent alder.

Ledningsdatabasen distingverer ikke mellom konstruksjonsår og rehabilitering. Det kan tenkes at det er kvalitetsmessige forskjeller på en ny ledning og en utbedret og at dette har konsekvenser for innlekking av fremmedvann.

Systemtype

Valg av systemtype som egenskap for å beskrive fremmedvanninntrengning var basert på det faktum at man i fellessystem leder overvann til avløpsnettet, mens man med separatsystem leder vann vekk fra avløpsnettet, gjerne gjennom egne overvannsledninger. Følgelig kan mindre overvann og dermed også fremmedvann forventes i spillvannsledninger.

Inndelingen angir et område på bakgrunn av hvilke ledningstype det er mest av. Dette kan være noe problematisk fordi en avløpsone kan da bli kategorisert etter overføringsledninger eller samlelokker, i stedet for ledningen som samler opp det stedegne spillvannet.

Bebyggelse

Rensedistriktet ble inndelt i boligområder og områder med mer sentrum- eller næringspreg. Dette ble gjort på bakgrunn av en ide om at sistnevnte kategori har en større andel tette flater gjennom parkeringsplasser og andre arealer som er dekket av asfalt og eller lignende, og som derfor vil bidra til mer fremmedvann til avløpsnettet. Ideen hadde også utspring i at det det tilgjengelige kartmaterialet, hvor hustak og veier var inntegnet, var noe manglende på informasjon om oppkjørslser, parkeringsplasser og fortau.

Det er ikke umulig at denne inndelingen av bebyggelse også har andre konsekvenser enn kun andel tette flater. Det er sannsynlig at det for eksempel er kvalitetsmessige forskjeller på vannet som samles opp og at det finnes andre påslippsmønstre i et boligområde sammenlignet med et sentrum- eller næringsområde.

Bolig kan igjen deles inn etter enebolig, rekkehus, leilighetskompleks, blokker etc. Dette kan være hensiktsmessig i den grad det innebærer økt fortetting og dermed større mengder spillvann pr. areal. Det kan også være at andel tette flater øker med bygninger med større befolkningstetthet, fordi det da ofte er et større behov for parkeringsplasser og asfalterte uteareal. I Muusøya rensedistrikt viste det seg dog ikke hensiktsmessig å forsøke å dele inn boligbebyggelse ytterligere da boområdene stort sett består av eneboliger og rekkehus. Leilighetskomplekser, terrasseboliger og blokker finnes, men mer sporadisk.

Områder med et mer sentrum/næringspreg ble et vanskeligere begrep å holde styr på enn boligområde, og det ble kanskje til slutt også et restbegrep. Det er enkelt å si hva som er bolig og om det ikke er det så er det område med sentrum/næringspreg. Skoler, for eksempel, gjorde at enkelte soner fikk kategorien sentrum/næringspreg. En skole er kanskje ikke det man tenker på som et næringsområde, men ideen var at begrepet skulle indikere noe om andel tette flater og i så måte var det oftest ikke feil å kategorisere en skole til gruppen for størst andel tette flater. Kanskje det var navnet «området med sentrum- eller næringspreg» som var lite dekkende.

4.1.2 Alternative egenskaper

Egenskapene, eller variablene, som ble valgt for å inndele avløpsfeltene i kan erstattes. Det kan være at andre variabler gir bedre indikasjoner på fremmedvann enn de som her ble valgt, men at informasjonen er vanskeligere tilgjengelig. For eksempel er grunnvann en variabel som kan tenkes å ha stor innvirkning på fremmedvannvolumet, men som det finnes svært lite informasjon om i Muusøya rensedistrikt. Tette flater, bekkelukninger og bekketrysninger, private påkoblinger, ledningsmateriale, ledningsdiameter, helning, og grunnvannsnivå er potensielle alternative egenskaper som kan beskrive avløpssoner og påvirkning av fremmedvann.

Tette flater

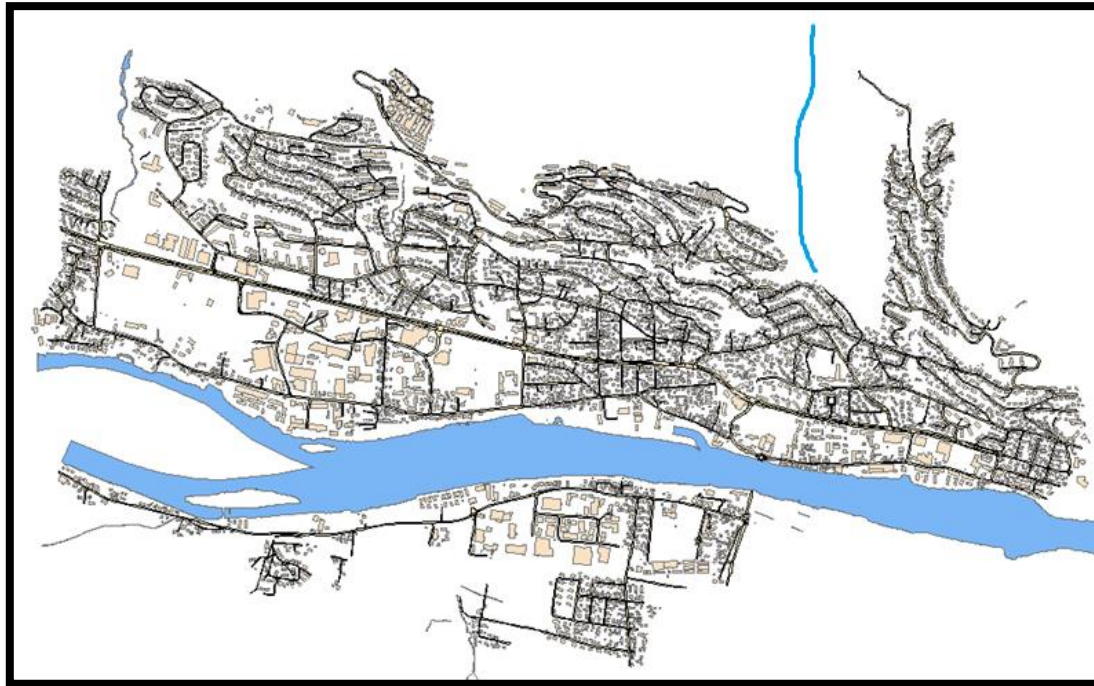
Tette eller impermeable arealer kan være tette på grunn av menneskelig aktivitet, som ved vei, parkeringsplass eller hustak, men det kan også dreie seg om arealer som av mer naturlige årsaker fremstår som impermeable. Disse kan da være tette fordi det dreier seg om jordarter som er tilnærmet impermeable, som leire, eller fordi det er bart fjell i dagen, med få eller ingen sprekker hvor vannet kan trenge ned. Impermeable områder er av interesse da disse kan medføre større avrenning og potensielt vann i avløpsnettet.

Egenskapen bebyggelse ble valgt på bekostning av tette flater fordi kartgrunnlaget som anga tette flater var noe mangelfullt når det gjaldt oppkjørsler, parkeringsplasser og gangvei. Dette var særlig tilfelle for næringsområdet rett nord for tuppen av Langesøya, se figur 4-2.

Bebyggelse ble i så måte benyttet som et indirekte mål på tette flater. Det ble også gjort et forsøk på å sammenligne avløpsfelt av høy andel tette flater (>30 % av totalt areal) med typeområdene som ble kategorisert som sentrum/næringspreg. Det ble ikke funnet noen sammenheng. Dette kan både skyldes at kartgrunnlaget ikke er godt nok eller at inndelingen etter bebyggelse ikke holder mål. Alternativt kunne kanskje befolkningstetthet eller ledningstetthet benyttes for å gi en indikasjon om andel tette flater.

Bebyggelse ble også valgt framfor andel tette flater fordi denne informasjonen er svært tilgjengelig, det er relativt lett å skille mellom et boligområde og et område av sentrum/næringspreg. Andel tette flater krever derimot at visse beregninger gjøres, med hjelp av kart og dataverktøy eller lignende, noe som kan være mer tidskrevende.

I en undersøkelse av avløpsfelt i Oslo ble det ikke funnet noen klar sammenheng mellom tette flater og fremmedvann (Franco-Torres, 2013). En plausibel forklaring på dette er at områder med mer tette flater har også mer separate systemer. Allikevel viste undersøkelsen heller ingen sammenheng mellom andel tette flater og separatsystem.



Figur 4-2 Muusøya og tette flater. Kun Drammen kommune. Landfallsbekken tegnet inn i blått, øvre høyre hjørne. Langesøya er den store hvite flekken vest i bildet.

Under de antropogene fyllmassene som utgjør Muusøya rensedistrikt finnes både løsmasser og berggrunn som kan påvirke vannføringen og andel fremmedvann. Et impermeabelt toppdekke, i form av leire eller en berggrunn med lite sprekker, vil kunne gi liten mulighet for infiltrasjon og større andel avrenning på overflaten. Om selve grunnen er lite permeabel vil dette ha konsekvenser for strømningsforholdene under grunnen og det kan da tenkes at vann i stor grad følger de menneskeskapte grøfter hvor blant annet avløpsledninger ligger. Ved å benytte karttjenester hos Norges Geologisk Undersøkelse (NGU) viser distriktet å inneholde hovedsakelig tykk havavsetning (leire) og de omkringliggende bergartene består av granitt (syenitt). Dette kan gi store utslag for vannføringen og dermed også andel fremmedvann.

Bekker, krysnings og bekkelukninger

Bekker i rensedistriktet kunne kanskje angi typeområder. I det et ledningsstrekk krysser en bekk eller elv gir dette anledning til stor inntrengning av fremmedvann, både fordi det ofte dreier seg om større volum og fordi trykket utenfra er større under vann. Det er ikke gjort en kartlegging av bekkkrysnings, men i perioden det simuleres for ble vann fraktet fra sydsiden

av Drammenselva til nordsiden. I hvilke stand denne ledningen var (og er) og hvorvidt dette kan ha vært en stor kilde til fremmedvann vites ikke.

Det skal kun være en bekk av relativ størrelse som er påkoblet avløpsnett (Landfallsbekken) og denne er medberegnet i simuleringen.

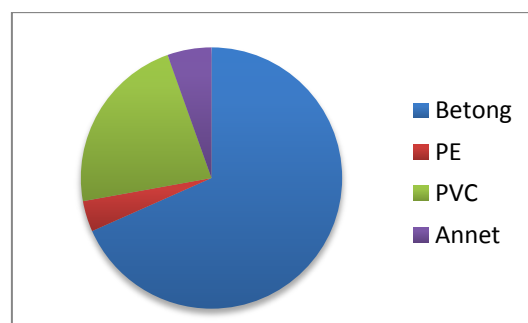
Private påkoblinger

Stikkledninger er en kilde til fremmedvann, men Drammen kommune sitter verken på oversikt over antall påkoblinger eller hvor mange km ledning det er snakk om, og det er derfor ikke blitt foretatt en kartlegging av disse. Det kan allikevel påpekes at de er av betydning da de samlet sett utgjør store lengder. Ødegård et al. (2013) anslår gjenanskaffelsesverdiene av private avløpsledninger i Norge å være 36 % av verdiene som utgjør avløpstransportanlegg. Antall km ledning utgjør antagelig relativt like stor andel, om ikke ennå større, da verdien for avløpstransportanlegg også inneholder pumpestasjoner (4 %) og tunneler (1 %), se figur 1-2. Dette innebærer at selv om det kommunale ledningsnett er i svært god stand kan man allikevel motta store mengder fremmedvann om det private stikkledningsnett har mye innlekkasje.

På bakgrunn av antall abonnenter kan man gjøre beregninger på antall påkoblinger og km stikkledninger. Muusøya rensedistrikt har ca. 4500 abonnenter (Lauvås, 2013).

Materiale

Ulike materialer kan gi forskjellige bidrag til fremmedvann gjennom mer eller mindre innlekking. Muusøya rensedistrikt lot seg i liten grad dele inn i soner med det ene eller andre materialet da samtlige soner var dominert av ledninger i betong. Polyvinylklorid (PVC) finnes også i en stor andel, men det var få felter som kunne kategoriseres etter dette materialet. I tillegg finnes polyetylen (PE), asbest, glassfiber, leire, duktilt støpejern og polyetylen. Helt aparte kan også tre, fjell og naturstein nevnes. Se figur 4-3. Blant spillvannsledningene (separatsystem) er andelen plast noe høyere enn for avløp felles, og vice versa for betong.



Figur 4-3 Ledningsnett og materiale. Kilde: Drammen kommune, 2013b

I en undersøkelse av 37 isolert avløpsfelt i Oslo kommune ble korrelasjon mellom fremmedvann og materialtype undersøkt (Franco-Torres, 2013). Funn tyder på at avløpssoner med mer plast har mindre fremmedvann. Disse rørene hadde også større andel separatsystem

og man kan da ikke slutte hva som var den egentlige årsaken til den lavere andelen fremmedvann.

Diameter

Avløpssonene kunne blitt inndelt etter størrelse på ledningsnett. Dette kunne blitt gjort på bakgrunn av at en større ledning har større kontaktflate hvor vann kan trenge inn og at man da forventer større andeler fremmedvann på store ledninger enn små. Dette er allikevel ikke problemfritt. De større dimensjonene er gjerne større fordi flere delfelt eller større områder er tilknyttet samme ledning. Vannmengden som da befinner seg på ledningene av større dimensjoner stammer ofte fra delfelt oppstrøms for den aktuelle ledningen og hvilke andel av fremmedvannet som stammer fra hvilke områder kan være vanskelig å avgjøre.

Ledninger av fellessystem(AF) er større enn spillvannsledninger (SP) i separatsystem. En inndeling etter dimensjon kunne da stort sett handlet om inndeling av AF og SP.

Helning

Omkringliggende områder av Muusøya har stor helning og kan medføre at større mengder vann ankommer rensedistriktet. Avløpssoner i rensedistriktet har varierende grad av helning. Dette kan ha betydning for andel fremmedvann i de ulike sonene da en stor helning gjør at vann videresendes på overflaten i stedet for å infiltrere grunnen. Ingen kartlegging er gjort og følgelig kunne ikke denne variabelen benyttes for å danne typeområder.

Grunnvann

Grunnvann kan være en stor kilde til fremmedvann. Det er imidlertid vanskelig å inndele avløpsfeltene etter grunnvannsnivå i mangel på gode måledata. Om dette skulle gjøres må mange områder i rensedistriktet overvåkes for grunnvannsnivå over en lengre periode.

4.2 Modell og simulering

4.2.1 Enhetsareal

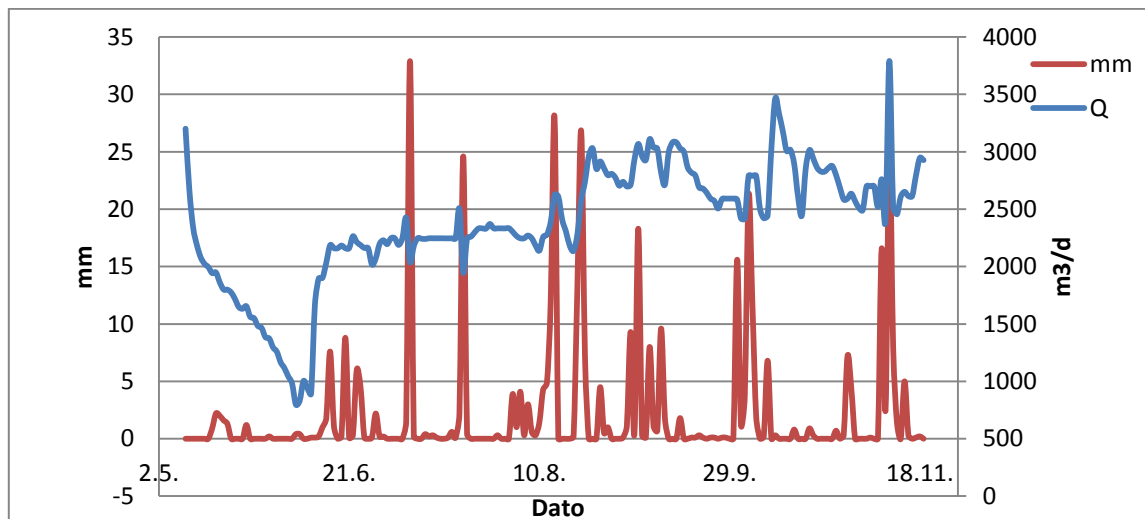
De kalkulerte vannføringene fra enhetsområdene, se figur 3-1, sier ingenting om virkelig vannføring. Dette fordi det dreier seg om fiktive arealer. Det som derimot kan avleses av figuren er at enhetsareal 5 (AF, sentrum/næringsbebyggelse) gir størst avrenning, deretter 3 (eldre AF, boligområdet), så 4 (yngre AF, boligområdet), før 1 (eldre SP) og 2 (yngre SP). Dette er også en rangering fra verst til best når det gjelder forventning til fremmedvannsinntrengning, og er da et resultat av de forventninger og innstillinger som enhetsarealene er gitt.

4.2.2 Ikke-urbane felter og Landfallsbekken

Ledningsnett har en bekk av relativ stor størrelse tilknyttet avløpsnett. Dette er Landfallsbekken og denne kobles til ved *Jonas Lies vei*, like vest for *Underlia*, se figur 4-2. Denne må da tas hensyn til i modelleringen. Rosim målte vannføringen til bekken i perioden mai – november, 2008. Totalt akkumulert vannføring var nærmere 460 000 m³, noe som tilsvarer 15 % av vannmengdene rensanlegget mottok i samme periode. I saneringsplan for 2010-2013 oppgis det at ved å frakoble denne bekken forventes 350 000 m³ vann mindre

tilført renseanlegget. Det er med andre ord ikke helt samsvar mellom måledata og hva man anslår er resultat av frakobling. Dette kan blant annet skyldes at en regner med minimal vannføring i bekken vinterstid og at mye går i overløp ved stor vannføring. I figur 4-4 er vannføring i Landfallsbekken plottet sammen med nedbørsmålinger for samme periode. Her kan man tydelig se at vannføringen er nedadgående i etterkant av vårmeltingen, før den igjen stiger medio juni. Det er mulig å se en sammenheng mellom nedbør og vannføring, mange topper sammenfaller, men vanskelig å avgjøre om den er sterk eller ikke. Noe av årsaken til dette er at Landfallsbekken stammer fra Landfalltjernet og at et overflatevann som dette skaper en dempende effekt på vannføringen. Landfalltjernet har dessuten utløp til et annet nedbørsfelt enn Muusøya. Det er også mulig at nedbøren målt sentralt i Drammen ikke er helt representativ for nedbørsfeltet som bidrar med vann til Landfallsbekken.

I tillegg til Landfallsbekken er det fem andre bekkeløp av relativ stor størrelse i Muusøya rensedistrikt. Ingen av disse skal være tilknyttet avløpsnettet (Mølmen, 2013).



Figur 4-4 Landfallsbekken, nedbør og vannføring. d=døgn

I modellen er bidraget fra ikke-urbane felter manipulert med utgangspunkt i et ønske om at modellens beregninger skal ligge omtrent 14 % over målt vannføring i løpet av året 2008. Dette på bakgrunn av en antagelse om hvor mye som går i overløp. Disse 14 % stammer fra tidligere anslag av årlig mengde overløp og nedbør registrert ved Blindern, Oslo, 1993 (Rosim, 2011). Dette året ble det registrert 952,7 mm nedbør, mot 912,7 mm ved Berskog, Drammen, 2008. Basert på den årlige nedbøren skulle en kanskje forvente noe mindre overløpsdrift i Drammen, 2008, og resultatene fra simuleringen viser at 13 % gikk i overløp. Slutningen om at mengde overløp står i forhold til total nedbør er absolutt diskuterbar. Det er mulig at det er andre parameter som bedre beskriver faktiske mengder overløp enn total nedbør. Dette kan for eksempel være hva som skjer under vårflommen, antall dager med stor nedbørintensitet eller mer midlertidige tilstander ved ledningsnett, som tilstopping og lignende.

Totalt bidrag for ikke-urbane felter ble beregnet til 820 000 m³ i 2008. Dette tallet er da atskillig høyere enn de 460 000 m³ som ble målt fra Landfallsbekken, men de representerer til gjengjeld et helt år, samt også andre areal og eventuelt mindre, navnløse kilder. Vannføringen fra disse områdene er innstilt som tilleggsvannføring med et oppgitt bidrag på 0,02 m³/s. Dette er vannføring som er uavhengig av nedbør og da også uavhengig av temperatur. Dette kan være med på å forklare at den estimerte vannføringen stemmer dårligere overens med målte verdier tidlig på året.

Alternativt til å operere med så stor tilleggsvannføring kan arealet av de ikke-urbane områdene gjøres tilstrekkelig stor, slik at beregnet overløpsmengde fremdeles er rundt 14 % for 2008. Dette ble ikke gjort og opprinnelig areal av ikke-urbane felter ble beholdt.

Hvorvidt nedbørdata fra Blindern, Oslo, 1993, er representativt for Drammen og overløpsdrift ved Muusøya renseanlegg, er noe usikkert.

4.2.3 Typeområder

Typeområdene med separatsystem skal i utgangspunktet ikke ha noe bidrag fra tette flater og som vi ser av tabell 6-4 er det ingen bidrag fra type 2 og en svært lite fra type 1. Om separatsystemet er konstruert riktig skal ikke vann fra tette flater ledes til disse ledningene. Skillet mellom de to er gjort på bakgrunn av at det forventes mer innlekking i et eldre ledningsnett og at sannsynligheten for eventuelle feilkoblinger øker med alderen på ledningsnett.

De tre typeområdene med fellessystem holdes adskilt med hensyn til alder og bebyggelse, det vil si type 3 og 4 tilhører begge boligområder, henholdsvis med eldre og nyere ledningsnett, og type 5 er kategorisert som sentrum/næringsbebyggelse. Av disse tre forventes størst vannføring for type 5, på bakgrunn av en større andel tette flater og et større bidrag fra disse.

Andelen tette flater av tiltrenningsarealet i Nedre Eiker kommune er angitt med hensyn til andel tette flater i de resterende feltene som utgjorde typeområde 3. Dette kan være noe feilaktig da området i Nedre Eiker består av en relativt stor andel jordbruksarealer, noe som ikke er tilfelle for resten av feltene i gruppen.

4.2.4 Simulering

Spillvann

Spillvann vil ofte simuleres ved å følge døgnmønster for vannforbruk. Måledatene for vannføring er imidlertid gjennomsnittsverdier for hele døgnet og et slikt mønster er dermed ikke mulig å se. Om høyere oppløst data var tilgjengelig kunne det kanskje vært mulig å se et slikt mønster til en viss grad, men det at mengden fremmedvann er store og at distriktet er stort gjør det i midlertid vanskeligere. Dette fordi mengden fremmedvann i større grad følger nedbør, ikke forbruksmønster, og det at distriktet er stort medfører at bidragene ankommer renseanlegget til forskjellig tid, avhengig av avstand fra oppsamlingspunkt til renseanlegget. I simuleringen er det valgt å holde bidraget fra spillvann konstant, men programvaren kan simulere forbrukskurver om ønskelig.

Nedbør

I denne oppgaven er nedbørdata fra en målestasjon plassert sentralt i Muusøya rensedistrikt benyttet for å beregne vannføring fra hele området. Rensedistriktet er i overkant av 800 ha, men inkludert ikke-urbane felter nesten 900 ha. Å benytte kun en nedbørmåler for et så stort areal er ikke problemfritt. Nedbørsmengder kan variere stort mellom områder av nær geografisk beliggenhet (Muleta og Boulus, 2008). Dette medfører at også avrenningen vil kunne variere stort. For norske forhold gjelder dette særlig konvektiv nedbør, en nedbørsform som er forbundet med oppvarming av luft og særlig utbredt sommerstid. Dette er dog perioden hvor det er størst samsvar mellom målt og kalkulert vannføring, så kanskje for dette formålet er det tilstrekkelig med en nedbørmåler. Det ville dessuten være vanskelig å utplassere nedbørmålere da typeområdene i denne modellen er uavhengig av geografisk plassering, de virkelige delfelter som utgjør samme typeområde kan være plassert vidt forskjellige steder og derfor vil også mengden nedbør de mottar være svært forskjellig.

Visuell bedømmelse

Hvorvidt kalkulert vannføring stemmer overens med målt vannføring er her bedømt på bakgrunn av de visuelle framstillingene. En slik visuell bedømmelse er ikke optimal av flere grunner. Det er vanskelig å avgjøre når overenstemmelsen er god, avgjørelsen er preget av subjektivitet og ved valg av gunstige utsnitt eller ved å stille på skalaen, kan dataene fremstilles bedre enn de i virkeligheten er. Alternativt kan man hente ut daglige kalkulerede vannføringer for samtlige komponenter og sammenligne disse med målt vannføring gjennom statistisk analyse. Svakheten ved dette er at modellen ikke fanger opp overløp og at ved statistisk analyse er det derfor sannsynlig å finne lite samsvar, særlig i perioder med mye nedbør og følgelig mye overløp. Dette kan igjen resultere i å forkaste en modell som ved visuell bedømmelse ansees som svært god.

Baktanken med typeområdene og inndelingen av disse ytrer et ønske om å simulere den faktiske innsamlingen av avløpsvann i rensedistriktet. De målte vannføringene mangler den faktiske vannføringen da vannmengder forsvinner i overløp. Samlet sett gjør dette det vanskelig å sammenligne kalkulert vannføring og målt vannføring, med unntak av grove anslag basert på visuell bedømmelse.

4.3 Fosforkonsentrasjoner

Fremmedvannet som ankommer Muusøya rensedistrikt ser ikke ut til å inneholde fosfor og følgelig kan konsentrasjonsmålinger av totalfosfor benyttes for å anslå mengde fremmedvann. Dette til tross for at distriktet består av store mengder marin leire, en jordart som kan slå ut på prøvene tatt på renseanlegget. At fremmedvannet ikke inneholder fosfor kan sies fordi konsentrasjonen av totalfosfor går ned når vannføringen går opp, se figur 3-16 og figur 3-17. Uttrykt som *Pearsons produkt-moment koeffisient* er korrelasjonen $-0,43$, noe som indikerer en svak til moderat sterk sammenheng.

I figur 3-17 ser det ut som kurven bøyes noe opp ettersom vannføringen blir høyere, noe som indikerer at totalfosfor verdien ikke synker proporsjonalt med økningen av vannføring. Det kan tenkes at dette skyldes at ved store vannføringer kan sedimenter og avleiringer vaskes ut

av ledningsnett og dermed ende opp på renseanlegget. Om disse da inneholder fosfor kan dette være årsaken til noe høyere konsentrasjoner av totalfosfor ved store vannføringer.

Om fremmedvannet skulle inneholde fosfor betyr det at de beregnede verdiene er for lave og at Muusøya blir i enda større grad påvirket av fremmedvann. Det at konsentrasjonene av fosfor er jevnt over lav (2,67 mg/l, snitt av alle år) mistenkeliggjør ikke at fremmedvannet inneholder fosfor. Det er heller ikke sannsynlig at prøvene forstyrres av returstrømmer eller septik, også fordi konsentrasjonene er lave.

På bakgrunn av spesifikke mengde påslipp fosfor pr. person og døgn ble antall personenheter i rensedistriktet beregnet, se tabell 6-10. Her ble det forsøkt med både 1,6 g Tot-P/pd og 1,8 Tot-P/pd og basert på gjennomsnittet av disse (over alle år) stemmer den siste av de to verdiene best med modell. Gjennomsnittet ble henholdsvis 20 224 og 17 977 PE, med noe spredning fra år til år. Modellen ble simulert med 17 876 PE.

1,8 g Tot-P/pd gav også best samsvar mellom spesifikke tall og modell når det gjaldt andel fremmedvann.

4.4 Muusøya og fremmedvann

Muusøya rensedistrikt har et meget stort omfang av fremmedvann. Påstanden har dekning i modellberegninger og konsentrasjonsberegninger, både med utgangspunkt i måling av målte initelle konsentrasjoner og spesifikke tall. Uavhengig av hvilke utløpskonsentrasjon eller hvilke spesifikke tall som benyttes, havner renseanlegget i klasse 5, med meget stort omfang av fremmedvannet, jf. tabell 1-1 (Vråle, 1993).

Modellen angir fremmedvannsberegninger for 2007 til og med 2011 å være i spennet mellom 79 til 83 % av totalvannføring.

I beregningene basert på målte initialkonsentrasjon (13,9 mg Tot-P/l) anslås andel fremmedvann å være i sjiktet 79,4 til 83,2 % av total vannføring.

Ved å benytte spesifikke tall beregnes andelen fremmedvann noe forskjellig med utgangspunkt i forskjellige spesifikke tall. Ved å benytte de samme verdier som Lindholm et al. (2012) spenner verdiene seg fra 74,5 til 79,3, altså noe lavere enn de modellerte verdiene og verdiene basert på målt initialkonsentrasjon.

4.5 Konklusjoner

Et rensedistrikt er sjeldent et homogent areal, verken med hensyn til ledningsnett eller andre forhold. Ledningsnett varierer i alder, i systemtype, i dimensjoner, i materialer og tykkelser m.m. Avløpssonene som utgjør rensedistriktet har varierende befolkningstetthet, ulike bruksområder og bebyggelse, forskjellig helning, kan bestå av ulike løsmasser med ulike tykkelser, og er forskjellig påvirket av vannstrømmer over og under bakken. Alt i alt bidrar dette til en grunnleggende forståelse om at ledningsnett er svært kaotiske og at prosessene

rundt innsamling av fremmedvann styres av mange og kompliserte forhold. Den totale oversikt er ikke å finne i umiddelbar rekkevidde.

Innledningsvis ble det forutsatt at det var mulig å finne egnede kategorier for avløpsfelt, med typiske variasjoner med hensyn til fremmedvannsmengder. Kategoriene, eller typeområdene, som er blitt benyttet kan beskrives med typiske variasjoner ovenfor fremmedvann. Det forventes et større bidrag fra impermeable flater når andelen tette flater er stor enn det som forventes fra et område med mindre andel tette flater. Hvorvidt dette faktisk er tilfelle eller ikke, vites ikke og gis ikke svar på i denne oppgave. Det er dessuten svært sannsynlig at denne distinksjonen alltid vil være gyldig, da andre egenskaper kan være mer dominerende for andel fremmedvann. Allikevel kan det være at beskrivelsen er riktig hvis en ser på gjennomsnittet for et større utvalg av avløpssoner innenfor den samme typekategorien.

For å avgjøre om avløpssoner og påvirkningen fra fremmedvann kan kategoriseres med hensyn til disse typeområdene (eller andre) må det gjennomføres vannføringsmålinger av mange avløpsfelt som passer i en typekategori. I tillegg er det avgjørende å ha kontroll på vannføring fra tilgrensende områder og eventuelle overløp. På bakgrunn av arbeidet med denne oppgaven anbefales det da å ta utgangspunkt i mindre, oversiktlige soner, ikke hele rensedistrikt.

Det ble også forutsatt at det er mulig å finne gitte innstillinger eller parameter (i RDII-modellen) som beskriver variasjon i fremmedvannsmengden for de valgte kategoriene. Dette var i seg selv mulig, ved å for eksempel sette bidraget fra overvannsavrenning til 0 for typeområdet med nyere separatsystem ble også bidraget 0 (selvfølgelig). Men på lik linje med forrige forutsetning er det ikke mulig å dokumentere at de gitte egenskapene gir dette utfallet.

Det som derimot vises med denne modellen er at det er mulig å simulere vannføringen for et helt rensedistrikt med utgangspunkt i ulike typeområder. Det må legges til at modellen er grov og at det er vanskelig å uttale seg om hvor godt simuleringer treffer. Usikkerheten er først og fremst forbundet med at man ikke vet hvilke mengder som går i overløp og de tall som benyttes for dette er basert på grove beregninger.

Resultatene fra fremmedvannsberegninger gjort av fosforkonsentrasjoner tilsier at det er hold i modellen og dens beregninger av fremmedvann.

5 Referanser

5.1 Personlig kommunikasjon

BRÄUER, HERMAN. 2013. Fagleder renseanlegg og avløpsstasjoner, Drammen kommune
LAUVÅS, DAG. 2013. Overingeniør, Drammen kommune
OLSBU, VIBEKE. 2013. Driftsingeniør VA-prosess, Drammen kommune
HOLMEN, PER. 2013. Driftsansvarlig, avløp og renseanlegg, Nedre Eiker kommune
MØLMEN, ARNLJOT. 2013. Rambøll, Drammen
SÆLTHUN, ROAR. 2013. Instituttleder for Geofag, Universitetet i Oslo
VRÅLE, LASSE. 2012, 2013. Førstemanuensis, Universitetet for miljø- og biovitenskap

5.2 Skriftlige kilder

BERGE, G. & MELLEM, K. B. 2012. Kommunale avløp. Ressursinnsats, utslipp, rensing og slamdisponering 2011. . In: SENTRALBYRÅ, S. (ed.).
BRUNBORG, H., TEXMON, I. & TØNNESEN, M. 2012. Befolkningsframskrivninger 2012-2100: Resultater. *Økonomiske analyser*, 4.
CITY OF SURREY. 2013. *Infiltration/Inflow (I/I) Reduction Program* [Online]. Available: <http://www.surrey.ca/626.aspx>.
DHI 2000. MOUSE RDII - User Guide. In: DHI (ed.) *Water&Environment*. Hørsholm, Denmark.
DRAMMEN KOMMUNE 2010. Saneringsplan avløp 2009-2013: Muusøya rensedistrikt.
DRAMMEN KOMMUNE. 2013a. *Fakta om Drammen* [Online]. Available: <http://www.drammen.kommune.no/no/Om-kommunen/fakta/>.
DRAMMEN KOMMUNE 2013b. Ledningsdatabase - Gemini VA.
FINANSDEPARTEMENTET. 2013. *Statsbudsjettet 2013* [Online]. Available: <http://www.statsbudsjettet.no/Statsbudsjettet-2013/Artikler/Statsbudsjettet-pa-1-2-3/>.
FINSRUD, R. 2003. Gjenanskaffelseskostnader for norske vann- og avløpsanlegg. *Norvar*.
FRANCO-TORRES, M. 2013. *Fremmedvann i Oslo kommune*. Master, Universitetet for Miljø- og biovitenskap (UMB).
FYLKESMANNEN I OSLO OG AKERSHUS 2012. Fremmedvann i kommunale avløpssystemer.
GUSTAFSSON, L.-G. 1993. Simulering av hydrologin inom urbsana områden - Metodikmanual - MouseNAM. Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV.
HAMMERSTAD, K. 2010. Slike rør frakter drikkevannet ditt. Available: <http://www.vg.no/nyheter/innenriks/artikkel.php?artid=591524>.
HANSEN, T. O. Drammen - Elva som skapte en by har gjort det på ny. Bærekraftige og robuste avløpstjenester for fremtiden, 19.januar 2013 Trondheim.
JOHANSEN, T. A. 2004. *Det viktige vannet*.
KARTVERKET. 2013. Available: www.norgeskart.no.
LINDHOLM, O. G., BJERKHOLT, J. T. & LIEN, O. 2012. Fremmedvann i nordiske avløpsledningsnett. *Norsk Vannforening* 1.
METEOROLOGISK INSTITUTT 2013.
MILJØVERNDEPARTEMENTET 2007. Byutvikling i Drammen - Langsiktig arbeid for miljøvennlig bysentrum.
MULETA, M. K. & BOULOS, P. F. Analysis and calibration of RDII and design of sewer collection systems. The World Environmental & Water Resources Congress, 2008. 642.

- MYKING, J. S. E. 2012. *Analyse av klimatilpasningstiltak - En casestudie av avløpsnett i Veumdalen, Fredrikstad Kommune*. Universitetet for Miljø- og Biovitenskap.
- NOREGS OFFENTLEGE UTGREIINGAR 2010. Tilpassing til eit klima i endring. In: INFORMASJONSFORVALTNING, S. F. D. (ed.).
- NORSK VANN 2012. Tilstandsvurdering av kommunale vann- og avløpstjenester. In: VANN, N. (ed.) *Informasjon*.
- NORSK VANN. 2013. *VA-ordbok* [Online]. Available: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/view.php?id=676>.
- OSLO VANN OG AVLØPSVERK 1997. Planlagt vedlikehold og fornyelse av transportsystemet for avløp. *Hovedplan avløp*. Avdeling avløp og miljø.
- OSLO VANN OG AVLØPSVERK 1998. Avløpshistorikk. *Hovedplan avløp*. Avdeling avløp og miljø.
- PENNSYLVANIA DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION. 2013. Available: <http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/waterops/redesign/NPDES%20Lab/Chapter%208.doc>.
- REGJERINGEN. 2009. *Framtidens byer - En god, fortettet by* [Online].
- ROSIM 2011. Modellering av Muusøya Rensedistrikt. In: DRAMMEN KOMMUNE (ed.).
- RÆSTAD, C., EVJEMO, J. I., SKARET, J. & DUPONT, R. A. 2010. Sørums kommun har 0.7 % lekkasjetap! *Norsk Vann*, 4.
- STATISTISK SENTRALBYRÅ. 2012. *Kommunale avløpstjenester, 2011* [Online]. Available: http://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/var_kostr.
- STATISTISK SENTRALBYRÅ. 2013. *Kommunalt avløp - KOSTRA* [Online]. Available: http://statbank.ssb.no/statistikbanken/Default_FR.asp?PXSid=0&nvl=true&PLanguage=0&tilside=selecttable/hovedtabellHjem.asp&KortnavnWeb=var_kostr [Accessed 15.02.13].
- VANN- OG AVLØPSETATEN 2012. Vannforbruksmålinger i boliger. In: AVLØPSETATEN, V.-O. (ed.) *HOVEDPLAN VANN*. Oslo kommune.
- VRÅLE, L. 1985. Kritisk analyse av spesifikke forurensningsmålinger fra Sydskogen-feltet og ANØ-området. *VA-rapport 85*.
- VRÅLE, L. 1993. Konsekvenser av inntak av fremmedvann i avløpsledninger. Statens forurensningstilsyn, SFT.
- VRÅLE, L. 2011. Fremmedvann – Et stort problem for norske ledningsnett og renseanlegg *Vann (Norsk Vannforening)*, 46, 408-418.
- VRÅLE, L. & DUPONT, R. A. 2012. Spesifikt vannforbruk i Sydskogenen - Røyken 1981 og 2010. *Norsk Vannforening*, 2.
- WIKIPEDIA.ORG. 2013a. *ArcMap* [Online]. Available: <http://en.wikipedia.org/wiki/ArcMap>.
- WIKIPEDIA.ORG. 2013b. *Drammensvassdraget* [Online]. Available: <http://no.wikipedia.org/wiki/Drammensvassdraget>.
- WIKIPEDIA.ORG. 2013c. *Mouse DHI* [Online]. Available: http://en.wikipedia.org/wiki/MOUSE_DHI.
- WIKIPEDIA.ORG. 2013d. *Oslo* [Online]. Available: <https://no.wikipedia.org/wiki/Oslo>.
- ØDEGAARD, H. 2012. *Vann- og avløpsteknikk*, Hamar, Norsk Vann.
- ØDEGAARD, H., RUSTEN, B., STORHAYG, R. & PAULSRUD, B. 2009. Veilidning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg. In: VANN, N. (ed.).
- ØDEGÅRD, J., PERSSON, M. & MATHIESEN, T. B. 2013. Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren. In: VANN, N. (ed.).

Vedlegg A – RDII-innstillinger for enhetsareal

Enhetsareal	Benevning	1	2	3	4	5
Totalt areal	ha	10	10	10	10	10
Building area	ha	1	1	1	1	1
Road area	ha	1	1	1	1	1
Population	n	200	200	200	200	200
Additional flow	m ³ /s	0	0	0	0	0
Building coefficient		0,01	0	0,1	0,1	0,3
Road coefficient		0,01	0	0,1	0,1	0,3
Green coefficient		0,6	0,2	0,9	0,8	1
Impervious Areas Percent	%	0,2	0	2	2	6
Green areas percent	%	59,88	20	88,2	78,4	94
Surface capacity	mm	10	10	10	10	10
Root capacity	mm	100	100	100	100	100
Surface coefficient		0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Overland time constant	h	5	5	2	2	2
Interflow time constant	h	100	100	50	50	50
Base flow time constant	h	1000	1000	800	800	800
Ground water coefficient		2	2	2	2	2
Degree day coefficient		2	2	2	2	2
Melting line coefficient		0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Overland flow threshold		0	0	0	0	0
Interflow threshold		0	0	0	0	0
Base flow threshold		0	0	0	0	0
Initial surface capacity		0	0	0	0	0
Initial root capacity		0	0	0	0	0
Initial overland flow		0	0	0	0	0
Initial interflow		0	0	0	0	0
Sewage water quantity	m ³ /pd	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Building- og road area, building- og road coefficient gir utslag i bidraget fra tette flater og uttrykkes her som *impervious areas percent*. Total areal minus arealet av bygg og vei utgjør det grønne areal. Det grønne areal og *green coefficient* gir utslag for bidraget som utgjøres av grunnvann, *green areas percent*. Innstillingene av disse er da utslagsgivende for at modellen har lagt stor vekt på grunnvann og liten på tette flater.

Vedlegg B - RDII-innstillinger for typeområder

Typeområde	Benevning	1	2	3	4	5	6
Totalt area	ha	158,9	143	345,6	63,4	91,1	107,1
Building area	ha	23,1	21,3	51,4	7,8	18,1	0,1
Road area	ha	13,2	9,3	37,8	5,6	6,7	0,4
Population	n	4609	2959	7136	1657	1515	0
Additional flow	m ³ /s	0	0	0	0	0	0,02
Building coefficient		0,01	0	0,1	0,1	0,3	0
Road coefficient		0,01	0	0,1	0,1	0,3	0
Green coefficient		0,6	0,2	0,9	0,8	1	0,9
Impervious Areas Percent	%	0,2	0,0	2,6	2,1	8,2	0,0
Green areas percent	%	59,9	20,0	87,7	78,3	91,8	90,0
Surface capacity	mm	10	10	10	10	10	10
Root capacity	mm	100	100	100	100	100	100
Surface coefficient		0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Overland time constant	h	5	5	2	2	2	2
Interflow time constant	h	100	100	50	50	50	50
Base flow time constant	h	1000	1000	800	800	800	800
Ground water coefficient		2	2	2	2	2	2
Degree day coefficient		2	2	2	2	2	2
Melting line coefficient		0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Overland flow threshold		0	0	0	0	0	0
Interflow threshold		0	0	0	0	0	0
Base flow threshold		0	0	0	0	0	0
Initial surface capacity		0	0	0	0	0	0
Initial root capacity		0	0	0	0	0	0
Initial overland flow		0	0	0	0	0	0
Initial interflow		0	0	0	0	0	0
Sewage water quantity	m ³ /pd	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Type 6 er ikke-urbane felter, altså ikke eget typeområde.

Vedlegg C - Utleddning av konsentrasjonsberegninger

P = fosfor

C = konsentrasjon

V = volum

ra = renseanlegg

i = initiell

F = fremmedvann, $F_{sp} = F$ relativ til spillvann, $F_Q = F$ relativ til total vannføring

Sp = spillvann = V_i

$V_{ra} = Sp + F$

$$P_i = P_{ra} \rightarrow C_i V_i = C_{ra} V_{ra} \rightarrow \frac{C_i}{C_{ra}} = \frac{V_{ra}}{V_i} = \frac{F + V_i}{V_i}$$

Andelen fremmedvann relativ til spillvann kan så bestemmes ved å sette $V_i = 1$.

$$\frac{C_i}{C_{ra}} = \frac{F_{sp} + 1}{1} \rightarrow$$

$$F_{sp} = \frac{C_i}{C_{ra}} - 1$$

Ligning 1

Andel fremmedvann kan også angis relativ til totalvannføring.

$$F_{sp} = \frac{F}{Sp} \rightarrow F = F_{sp} \times Sp, \quad F_Q = \frac{F}{Q} = \frac{F}{F+Sp} = \frac{F_{sp} \times Sp}{F_{sp} \times Sp + Sp} = \frac{F_{sp}}{F_{sp} + 1}$$

Fra ligning 1 finnes et uttrykk for F_{sp} . Dette settes så inn.

$$F_Q = \frac{\frac{C_i}{C_{ra}} - 1}{\left(\frac{C_i}{C_{ra}} - 1\right) + 1} = \frac{C_{ra}}{C_i} \left(\frac{C_i}{C_{ra}} - 1\right) \rightarrow$$

$$F_Q = 1 - \frac{C_{ra}}{C_i}$$

Ligning 2

Vedlegg D - Fosformålinger, samtlige prøver

Dato	Vannføring (m3/d)	Tot-P (mg/l)	Dato	Vannføring (m3/d)	Tot-P (mg/l)
08.01.07	15354,00	1,40	26.08.08	16595,00	2,70
22.01.07	15456,00	2,40	02.09.08	12432,00	4,50
05.02.07	11353,00	1,90	14.10.08	19169,4	3,00
13.02.07	12647,00	2,70	18.11.08	16821,00	2,00
05.03.07	16562,00	1,70	25.11.08	14330,00	2,70
19.03.07	31649,00	0,80	02.12.08	15767,7	4,80
17.04.07	10390,00	1,60	27.01.09	13813,00	2,60
23.04.07	13426,00	3,60	03.02.09	8513,00	5,90
07.05.07	10466,00	3,30	10.02.09	8837,00	4,30
22.05.07	10039,00	1,70	03.03.09	8907,00	4,90
05.06.07	23595,00	2,00	10.03.09	17737,00	2,00
12.06.07	14141,00	1,70	24.03.09	22341,00	1,10
25.06.07	20723,00	4,50	31.03.09	17028,00	2,70
09.07.07	18467,00	1,30	12.05.09	11560,00	2,80
07.08.07	9606,00	2,40	26.05.09	10498,00	4,30
21.08.07	15253,00	1,30	09.06.09	9088,00	3,90
04.09.07	8936,00	4,50	16.06.09	9996,00	2,80
18.09.07	10958,00	3,10	23.06.09	9996,00	3,70
02.10.07	7993,00	2,90	27.07.09	11648,00	1,70
16.10.07	6446,00	3,10	04.08.09	21956,00	1,80
27.11.07	9808,00	3,30	18.08.09	14014,00	2,30
10.12.07	17834,00	1,30	01.09.09	18417,00	1,50
08.01.08	10727,00	2,20	15.09.09	10865,00	2,60
15.01.08	18328,00	0,80	06.10.09	10806,00	2,80
22.01.08	17535,00	2,10	13.10.09	11797,00	2,60
05.02.08	16887,00	2,60	16.10.09	10586,00	2,80
12.02.08	13356,00	3,50	27.10.09	11095,00	2,70
04.03.08	16930,00	1,70	10.11.09	2199,00	2,70
11.03.08	14929,00	1,60	24.11.09	22190,00	1,50
01.04.08	19125,00	1,90	08.12.09	15155,00	1,40
22.04.08	18782,00	1,80	19.01.10	12094,00	3,70
06.05.08	20404,20	2,10	26.01.10	11916,00	2,50
20.05.08	15675,70	2,40	09.02.10	11853,00	2,90
03.06.08	10531,00	3,10	02.03.10	12156,00	2,90
10.06.08	10107,00	5,10	09.03.10	10805,00	3,80
24.06.08	11359,00	2,80	16.03.10	10437,00	4,00
08.07.08	12293,00	3,20	27.04.10	14201,00	4,20
05.08.08	9692,00	3,00	11.05.10	9201,00	5,00

Dato	Vannføring (m3/d)	Tot-P (mg/l)	Dato	Vannføring (m3/d)	Tot-P (mg/l)
25.05.10	12582,00	1,80	01.11.11	12645,00	3,60
15.06.10	9988,00	2,10	08.11.11	10739,00	3,80
29.06.10	7549,00	4,30	22.11.11	9026,00	3,10
06.07.10	8392,00	4,70	06.12.11	16562,00	3,20
13.07.10	8081,00	2,50	13.12.11	17589,00	1,00
24.08.10	16410,00	1,70	20.12.11	19942,00	0,80
31.08.10	19302,00	1,20	10.01.12	16089,00	2,90
07.09.10	19251,00	1,20	24.01.12	9173,00	14,00
21.09.10	11093,00	3,10	07.02.12	8320,00	2,40
06.10.10	11767,00	1,40	21.02.12	9412,00	3,00
18.10.10	13051,00	1,90	06.03.12	17122,00	1,00
02.11.10	14745,00	1,90	20.03.12	22498,00	1,10
16.11.10	12366,00	3,20	03.04.12	10088,00	2,80
30.11.10	12099,00	2,70	17.04.12	15412,00	2,70
14.12.10	10211,00	3,10	24.04.12	18644,00	1,70
11.01.11	9080,00	2,50	22.05.12	10291,00	2,40
18.01.11	9472,00	2,70	05.06.12	7644,00	4,30
08.02.11	10425,00	1,80	12.06.12	7458,00	3,20
21.02.11	9211,00	2,50	19.06.12	8685,00	2,90
08.03.11	9706,00	1,80	26.06.12	8416,00	3,70
22.03.11	13400,00	2,90	03.07.12	8336,00	2,80
05.04.11	20299,00	0,90	17.07.12	15493,00	1,00
19.04.11	17499,00	1,10	07.08.12	21845,00	1,60
10.05.11	9466,00	2,50	21.08.12	12781,00	3,30
24.05.11	9662,00	2,40	04.09.12	4450,00	2,60
07.06.11	10080,00	2,00	18.09.12	8782,00	3,00
21.06.11	14801,00	1,90	02.10.12	10879,00	2,80
05.07.11	14801,00	3,40	16.10.12	11199,00	1,90
19.07.11	11491,00	3,60	13.11.12	13506,00	1,50
09.08.11	10635,00	1,70	20.11.12	11954,00	1,50
23.08.11	17364,00	1,60	04.12.12	13137,00	1,70
18.10.11	10639,00	2,50	18.12.12	8138,00	2,90
25.10.11	17023,00	2,70			