

Forurensninger i overvann og datasimuleringer av first flush

Modellering av
forurensningskonsentrasjoner i overvann
gjennom en nedbørshendelse

Svein Erik Helland Grønvold

Bygg- og miljøteknikk
Innlevert: juli 2015
Hovedveileder: Sveinn T Thorolfsson, IVM

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for vann- og miljøteknikk

Svein Erik Helland Grønvold

Forurensninger i overvann og datasimuleringer av first flush

Modellering av forurensningskonsentrasjoner i
overvann gjennom en nedbørshendelse

Trondheim 20. juli 2015

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi
Institutt for vann- og miljøteknikk

Sammendrag

Sammenlignet med spillvann, ses gjerne overvann på som relativt rent. Ved separering av ledningsnett kan derfor overvann noen ganger slippes urensset ut i resipienten. Det er likevel slik at overvann inneholder en rekke forurensninger. Spesielt veivann og vann fra tett befolkede områder bør ofte ikke slippes urensset ut.

First flush er et fenomen som innebærer at den første delen av avrenningen er mer forurensset enn den påfølgende da akkumulerte forurensninger, både på overflaten og i ledningsnettets vaskes av. Særlig i fellessystemer og CSO-er kan det observeres en first flush (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Dette kan være pga. akkumulerte faststoffer fra spillvannsstrømmen, så vel som forurensninger fra overflaten. Ofte vil disse akkumulerte faststoffene fra spillvannet yte et vesentlig bidrag til first flush (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

Målet med denne masteroppgaven er å undersøke hvor stor den teoretiske first-flush-effekten er i overvannssystemer uten bidrag fra spillvann. Dette skal gjøres ved bruk av modelleringsverktøyet Mike Urban på generelle urbane nedbørsfelt, samt ved hjelp av en Excel-modell som er utviklet som en del av denne oppgaven.

Det har ikke blitt påvist noen tydelig first-flush-effekt i de simuleringene som er gjennomført i denne oppgaven.

Forord

Denne rapporten er resultatet av mitt arbeid med min masteroppgave innen VA-teknikk våren 2015 ved Institutt for vann- og miljøteknikk ved NTNU. Veileder for masteroppgaven har vært Sveinn T. Thorolfsson.

Oppgaven omhandler simulering av forurensningskonsentrasjoner i avrenning fra urbane flater og hvordan disse forandrer seg gjennom en avrenningshendelse. Det er utviklet en Excel-modell for å gjøre disse simuleringene. Opprinnelig skulle simuleringene gjøres i Mike Urban, men brukerterskelen og vanskelighetsgraden for bruk av dette programmet når vannkvalitet skal inkluderes, har vist seg for høy for meg med den begrensede erfaringen jeg har på området. Excel-modellen er enklere og mer tilgjengelig, da Excel er et mer allment utbredt program som finnes på de fleste PC-er som brukes i utdannings- eller arbeidssammenheng.

Selv om ikke alt gikk etter planen var det svært lærerikt å jobbe med både Mike Urban og Excel-modellen, med et tema jeg synes er interessant.

Jeg vil gjerne få takke DHI for studentlisensen jeg fikk på Mike Urban.

En stor takk rettes til veileder Sveinn T. Thorolfsson for faglige innspill, tett oppfølging og mang en motivasjonsprat gjennom semesteret.

Trondheim, 20. juli 2015

Svein Erik Helland Grønvold

Innhold

Sammendrag	i
Forord	iii
1 Introduksjon	1
2 Urbanhydrologi og vannkvalitet	3
2.1 Økende urbanisering	3
2.2 Klimaendringer	5
2.3 Vannkvalitet	6
2.3.1 Drikkevannskvalitet	6
2.3.2 Avløpsvannskvalitet	7
2.3.3 Overvannskvalitet	8
2.4 Kaldt klima	8
3 Forurensninger i overvann	9
3.1 Kilder til forurensning i overvann	9
3.1.1 Atmosfæren	10
3.1.2 Menneskelig aktivitet på og ved de urbane flatene	10
3.1.3 Uhell, utilsiktede utslipp og ulovlig eller uheldig aktivitet	10
3.2 Forurensninger i overvann	11
3.2.1 Biologisk nedbrytbart organisk materiale	11
3.2.2 Næringsstoffer	12
3.2.3 Tungmetaller	13
3.2.4 Organiske mikroforurensninger	14
3.2.5 Fast stoff	16
3.2.6 Patogene mikroorganismer	17

4	First flush	19
4.1	Kilder til forurensninger i urbane avløp	20
4.2	Verktøy for beskrivelse av transport av forurensninger gjennom en nedbørhendelse	21
4.3	Årsaker til first flush	21
4.4	Last flush	23
5	Kvantifisering av forurensninger i overvann	25
5.1	Beskrivende størrelser	26
5.1.1	Statistiske mål	26
5.1.2	Karakteriserende mål	27
5.2	Typiske konsentrasjoner	28
5.3	Avsluttende kommentarer	29
6	Metode	31
6.1	Valg av beregningsverktøy	31
6.2	Vannmengdeberegninger – Mike Urban	32
6.2.1	Nedbør	32
6.2.2	Nedbørsfelt og overflateruting	32
6.2.3	Noder	34
6.2.4	Ledninger	34
6.2.5	Simulering	34
6.3	Vannkvalitetsberegninger – Excel	36
6.3.1	Buildup-funksjonen	36
6.3.2	Washoff-funksjonen	39
6.3.3	Modellens oppbygning og nødvendige data	40
6.3.4	Modelleringssteg	42
6.3.5	Valg av koeffisienter til simuleringene	44
6.4	Initiell plan for gjennomføring	45
7	Resultater	47
7.1	Parkeringsplass på 1,00 ha	47
7.1.1	Simulering 1	47
7.1.2	Simulering 2	50
8	Diskusjon	55
8.1	Excel-modellen og de gjennomførte simuleringene	55
8.1.1	Forenklinger	55
8.1.2	Antakelser	55
8.1.3	Simuleringsresultater	56
8.1.4	Forbedring av Excel-modellen	56

Innhold

9 Konklusjon	57
Referanser	60

Figurer

2.1	Urbaniseringens påvirkning på de hydrologiske prosessene	5
2.2	Norsk Vanns treleddsstrategi for håndtering av overvann	6
4.1	Hydrogram og to typer pollutogram	22
4.2	Synlige forurensninger i snø og slaps på vei	24
6.1	IVF-kurve for Risvollan, l/(s ha)	33
6.2	IVF-kurve for Risvollan, mm	33
6.3	Potensfunksjonen	37
6.4	Ekspontialfunksjonen	38
6.5	Metningsfunksjonen	39
6.6	Washoff-funksjonen	41
7.1	Simulering 1 – hydrogram	48
7.2	Simulering 1 – pollutogram for konsentrasjon av TSS	48
7.3	Simulering 1 – pollutogram for transport av TSS	49
7.4	Simulering 1 – buildup av TSS	49
7.5	Simulering 1 – washoff av TSS	50
7.6	Simulering 2 – hydrogram	51
7.7	Simulering 2 – pollutogram for konsentrasjon av Pb	51
7.8	Simulering 2 – pollutogram for transport av Pb	52
7.9	Simulering 2 – buildup av Pb	52
7.10	Simulering 2 – washoff av Pb	53

Tabeller

3.1	Karakteristiske forurensningskonsentrasjoner i overvann	12
5.1	Typiske forurensningsbelastninger	29
6.1	Parametere brukt i vannmengdeberegningene	35
6.2	Washoff-funksjoner i SWMM og Excel-modellen	40

Introduksjon

Avløp av vann fra befolkede områder har i Norge, og mange andre steder, typisk vært håndtert av fellessystemer der både spillvann og overvann går i samme ledning. Økende urbanisering, med flere tette flater, og klimaendringer, med blant annet mer intensiv nedbør, gjør at mer vann må håndteres, og dette både øker presset på eksisterende infrastruktur og stiller større krav til nye utbygginger. Både separering av avløpsnett og bruk av SUDS (Avsnitt 2.2) for å redusere påslipp av overvann til fellesanlegg er løsninger på dette problemet som stadig tas mer i bruk. Til tross for kunnskap om at overvann, og da særlig veivann, ofte inneholder en rekke forurensende stoffer ses i denne sammenhengen ofte overvannet på som relativt rent og slippes derfor i mange tilfeller urensset ut i resipienten.

Begrepet *first flush* (Kapittel 4) brukes om den første delen av avrenningen etter starten på en nedbørshendelse der det antas at forurensningskonsentrasjonene vil være større enn senere i hendelsen. Spesielt i fellessystemer oppstår fenomenet, både som følge av spillvann i ledningene og som resultat av at akkumulerte faststoffer i nettet resuspenderes i vannet når vannføringen går opp ved nedbørshendelser. Men også i avrenning fra urbane flater er det nærliggende å tenke seg en first flush. Forurensninger fra bilkjøring eller annen aktivitet i nedbørsfeltet vil kunne akkumuleres i tørrværsperioder for så å vaskes bort når det kommer regn. Når avløpsnett separeres og SUDS tas i bruk kan overvann komme til å bli sluppet urensset ut i resipienten. Dersom first-flush-effekten er betydelig kan tiltak for å fange opp den første delen av avrenningen være viktige for å redusere utslippet av forurensninger til resipienten.

Målet med denne masteroppgaven er å undersøke hvor stor den teoretiske first-flush-effekten er i overvannssystemer uten bidrag fra spillvann. Dette skal gjøres ved bruk av modelleringsverktøyet Mike Urban på generelle urbane nedbørsfelt, samt ved hjelp av en Excel-modell som er utviklet som en del av denne oppgaven. Den teoretiske bakgrunnen i Kapittel 3, samt deler av Kapittel 4, er i stor grad

1 Introduksjon

hentet fra en litteraturstudie av Grønvold (2015).

Urbanhydrologi og vannkvalitet

Urbanhydrologi er beskrivelsen av vannets kretsløp i urbane strøk og hvordan de hydrologiske forholdene endrer seg når områder bebygges. Vannet beveger seg i et kretsløp på en global skala, men når urbaniseringens påvirkning skal undersøkes er det mer hensiktsmessig å gå ned til en skala som kun omfatter et bestemt vassdrag eller nedbørsfelt. I det følgende beskrives urbanhydrologien i en mer lokal skala og i lys av trendene *økende urbanisering*, og *klimaendringer*.

Videre vil også kvaliteten på overvannet påvirkes når antall mennesker på et område økes og når arealbruken endres. Byenes spillvannsmengde og belastningen på hele avløpsnettets, herunder overløp, øker.

2.1 Økende urbanisering

FNs WWAP (World Water Assessment Programme) antar i sine rapporter fra både 2012 (s. 64) og 2015 (s. 11) at verdens befolkning i perioden 2009–2050 kommer til øke med 2,3 mrd., fra 6,8 til 9,1 mrd. mennesker, og at verdens urbane befolkning kommer til å øke med 2,9 mrd., fra 3,4 til 6,3 mrd. mennesker. Det antas dermed at det er de urbane områdene som kommer til å absorbere befolkningsøkningen, i tillegg til noe innflytting fra områdene utenfor byene.

Den samme trenden gjelder også for Norge. De største byene i landet vokser, og antall bosatte i områder som kan defineres som tettsteder øker, i tillegg til at også tettstedsarealet i Norge øker. Økningen i antall bosatte i norske tettsteder var i 2013 større enn landets totale befolkningsøkning. (Statistisk sentralbyrå 2015)

Verden generelt, og Norge spesielt, opplever altså både økende urbanisering og økende befolkning. Omkringliggende områder bygges ut for å gi plass til de voksende byene med det resultat at andelen impermeable flater, det vil si flater der lite eller intet vann trenger gjennom, øker, noe som påvirker hydrologien i urbane

2 Urbanhydrologi og vannkvalitet

strøk. De hydrologiske prosessene som gjelder for naturlige, uberørte områder er også gjeldende for urbaniserte områder. Ligning (2.1) viser sammenhengen mellom de hydrologiske prosessene, satt sammen i *vannbalanseligningen* som presentert av Dingman (2008).

$$P + G_{in} - (Q + ET + G_{out}) = \Delta S \quad (2.1)$$

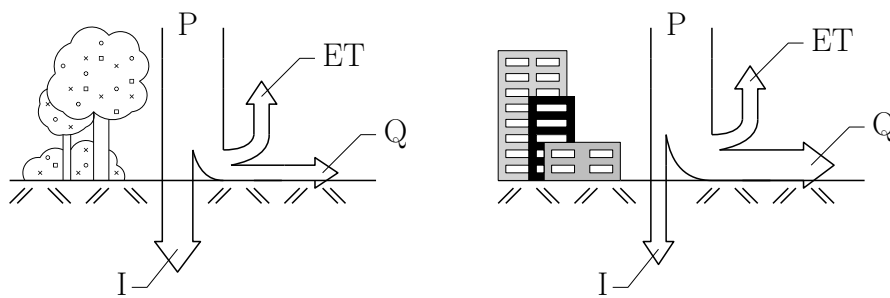
P (precipitation) er nedbør, både regn og snø, G_{in} (groundwater inflow) er lateral grunnvannstilstrømning, Q er avrenning på overflaten, ET er evapotranspirasjon, dvs. fordampning, enten direkte eller etter å ha blitt tatt opp av planter, G_{out} (groundwater outflow) er lateral grunnvannsutstrømning, og ΔS (storage) er endring i mengde lagret vann, enten i flytende eller fast form.

Ved å endre til et grunnere kontrollvolum der grunnvannstrømmen ikke er inkludert, kan prosessene på overflaten beskrives. Ved å se på vann som kommer til og går bort fra overflaten, kan infiltrasjon av nedbør til grunnen, I , inkluderes. Ligning (2.2) viser vannbalanseligningen for overflaten, satt opp med hensyn på Q .

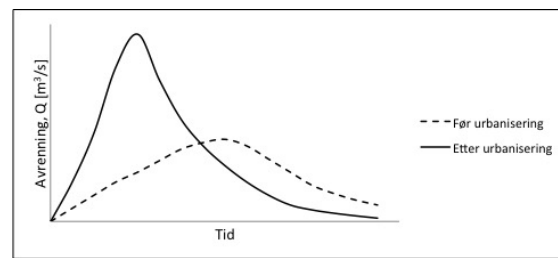
$$Q = P - ET - I - \Delta S \quad (2.2)$$

Eksempler på områder som bygges ut når byene vokser er skog og jordbruksområder, og mens skogsområder antakelig kan infiltrere godt over halvparten av nedbøren vil et byområde ventelig bare kunne infiltrere 5–20 %. Dette gir en vesentlig reduksjon i mengde infiltrert vann. Det er også rimelig å anta at mengde lagret vann reduseres som følge av større andel impermeable flater. Ikke uanselige mengder vann lagres som jordfuktighet (eng: soil moisture), og ujevnt terreng reduserer avrenningens hastighet. Ugjennomtregelige og glattere flater som asfalt og betong vanskeliggjør lagring som jordfuktighet, i tillegg til at det lar vannet renne av i høyere hastighet og således gir en raskere avrenningsrespons på nedbørshendelsen. Overgangen fra naturlige til urbane flater medfører derfor både økt mengde vann som går til avrenning, økt avrenningshastighet, og dermed både hurtigere respons og større flomtoper. Urbaniseringen påvirkning på de hydrologiske prosessene på overflaten er illustrert i Figur 2.1.

Et annet viktig aspekt ved urbanisering er reduksjon av tilførsel til grunnvannet med dertil hørende senking av grunnvannsspeilet. Grunnvannet tilføres vann både fra infiltrasjon fra overflaten og lateral tilstrømning, og når infiltrasjonen reduseres vil ikke alltid den laterale tilstrømningen være tilstrekkelig til å opprettholde nivået på grunnvannsspeilet. I et nedbørrikt land som Norge er ikke dette et utbredt problem, men i tørrere strøk, og på steder der man i tillegg avhenger av uttak av grunnvann til drikkevann, kan problemer som setningsskader på bygg oppstå.



(a) De hydrologiske prosessene før og etter urbanisering



(b) Hydrogram før og etter urbanisering

Figur 2.1: Urbaniseringens påvirkning på de hydrologiske prosessene. Figuren er laget med inspirasjon fra Grinden (2014) med flere.

2.2 Klimaendringer

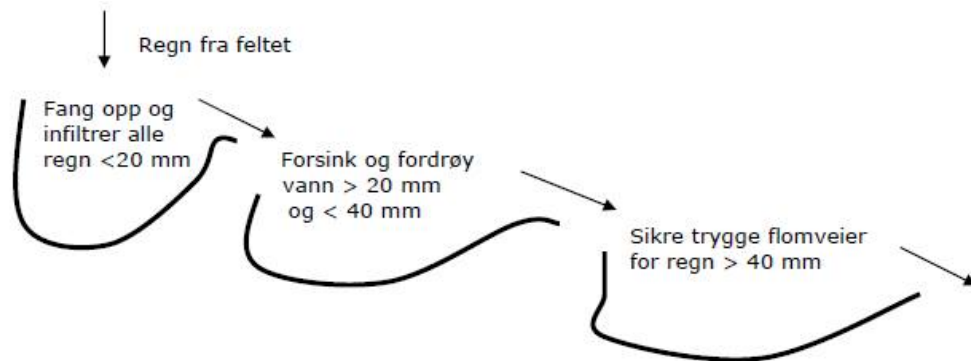
Den andre trenden som påvirker overvannshåndteringen, og som skal nevnes her, er klimaendringer. Verdens klima er i endring og både temperatur, nedbørsmengder og nedbørsintensitet påvirkes. Målinger av jordens overflatetemperatur viser at de tre siste tiår har vært suksessivt varmere enn noe annet tiår siden 1850. Iskappene på Grønland og i Antarktis, samt isbreer verden over, har mistet masse i løpet av de siste tiår, og verdens gjennomsnittlige havnivå øker. Det er også observert en økende trend i ekstreme nedbørshendelser. (IPPC 2014)

Spesielt mer ekstrem og intensiv nedbør påvirker overvannshåndteringen, og det er i dag nødvendig å dimensjonere overvannssystemet for kraftigere nedbør enn for noen tiår siden. Store deler av den eksisterende VA-infrastrukturen i Norge er gammel og kan dermed være underdimensjonert, noe som kan resultere i både oversvømmelser og økte utslipp i overløp, med dertil hørende økte forurensningsutslipp. Dersom disse endringene i klimaet fortsetter i fremtiden vil også kapasiteten på den infrastrukturen som prosjekteres og bygges i dag kunne bli overskredet. Det er derfor viktig å ta hensyn til eventuelle fremtidige klimaendringer når dagens overvannssystemer prosjekteres.

Tiltak for å redusere sannsynligheten for overbelastning av eksisterende og fremtidig infrastruktur kan være separering av avløpsnett og bruk av *SUDS*. *SUDS*

2 Urbanhydrologi og vannkvalitet

står for *Sustainable Urban Development Systems* og favner teknikker som ofte søker å imitere naturens egne prosesser for håndtering av nedbør og overvann. SUDS søker gjerne å infiltrere, lagre og fordrøye vannet fremfor å sørge for rask transport ut av nedbørsfeltet, og eksempler på slike tiltak kan være infiltrasjonsgrøfter, swales og fordrøyningsdammer (Butler & Davies 2011). Norsk Vanns treleddsstrategi for håndtering av overvann (Figur 2.2) gir retningslinjer for dimensjonering av overvannssystemer, og SUDS er en naturlig del av denne strategien.



Figur 2.2: Norsk Vanns treleddsstrategi for håndtering av overvann. Tallene er eksempler og må tilpasses lokale forhold (Lindholm et al. 2008).

Både overløp fra fellessystemer og uttransport av overvann i separatsystem og åpne overvannsløsninger vil kunne medføre at overvannet føres utenom renseanlegg. Ved å ha kunnskap om overvannets innhold av forurensninger, samt hvordan konsentrasjonene variere gjennom en nedbørshendelse, kan det treffes tiltak for å redusere utslippet av forurensninger til resipienten. Særlig overvann fra områder med biltrafikk bør samles opp og ikke slippes ut urensset, men også annet overvann kan ha høyt innhold av forurensninger. Dersom den første delen av avrenningen er vesentlig mer forurenset enn det etterfølgende, og en stor andel av forurensningene vaskes av tidlig, vil tiltak rettet mot å fange opp den første avrenningen kunne ha betydelig effekt på utslipp av forurensninger.

2.3 Vannkvalitet

2.3.1 Drikkevannskvalitet

Det kan ofte være nærliggende å forbinde vannkvalitet med rent drikkevann, og Norge er i så måte i en særstilling med svært god tilgang på gode drikkevannskilder. Frem til tidlig på 1800-tallet var Norges befolkning liten, og en stor andel av befolkningen bodde på landsbygda. Rent drikkevann kunne ofte hentes rett fra

bekker, elver og brønner, og det fantes noen enkle vannverk og transportsystemer av trerør som førte vann til vannposter i byene. (Johansen 2004)

Som vannforsyningssystemet var også de sanitære ordningene enkle i Norge på 1800-tallet. Utedo var vanlig, men noen bygder hadde ikke engang egne steder for toalettbesøk. I byene var gjerne doene plassert i bakgårder og gårdsrom, og de ble tømt når beboerne så det som nødvendig. Det var ikke uvanlig å ha både stall, fjøs, do og brønn til drikkevann i samme bakgård, og forståelsen for forringelse av vannkvaliteten som følge av tilsig var mangelfull. Tyfoidfeber og kolera var to sykdommer som tok mange menneskeliv i norske byer, og infisert drikkevann var sannsynligvis den viktigste årsaken til slike epidemier. Likevel var klagene på brønnene relatert til deres tekniske tilstand, ikke til faren for forurensning av drikkevannet. (Johansen 2004)

Man begynte etterhvert å se en sammenheng mellom drikkevannskvalitet og sykdom, og den britiske legen John Snow påviste i 1849 sammenhengen mellom forurenset drikkevann og kolera (Johansen 2004). I 1860 fikk Norge *Sunnhetsloven*, og det økte fokuset på hygieniske forhold, herunder vannkvalitet, som denne loven bidro til, nevnes av Ødegaard et al. (2012) som én av flere trender rundt midten av 1800-tallet som ble pådrivere for utviklingen av en mer moderne VA-teknikk. I 1860-årene fikk mange norske byer det Johansen (2004) kaller «moderne vannverk». Larvik var én av disse byene, og det eneste vannverket med renseanlegg. Ikke før flere tiår senere ble det neste vannverket med rensing bygget (Johansen 2004).

2.3.2 Avløpsvannskvalitet

De byene som på 1800-tallet hadde vannforsyningssystem, hadde som regel også et avløpssystem, typisk trerør eller rennestein. Disse skulle lede overskytende vann bort fra vannpostene, men også regnvann og spillvann fra husholdningene, som ble båret ut og slått i rennesteinene, kunne bli ført bort av disse avløpssystemene. Vannet ble ikke rensset, og både resipienten og transportsystemet, med sine åpne renner og lekkasjer, var ofte til sjenanse for folk i nærheten. (Johansen 2004)

Den over nevnte Sunnhetsloven satte også for avløpet fokus på vannkvalitet og forurensninger. Oppfatningen var dog ikke at levende organismer i vannet, som vi i dag kjenner som eksempelvis bakterier og virus, var årsaken til sykdommer, men heller den dårlige luften, eller stanken, som dannes ved forråtnelse. Oppgaven var derfor å forhindre stank og at grunnen i bebodde områder skulle bli infisert, med krav som at gjødselbinger skulle ha en forskriftsmessig og sikker utforming og at gater skulle holdes fri for avfall. Det ble bygget stadig flere lukkede kloakker, og etterhvert også stikkledninger fra husholdningene. Likevel var utedoer et vanlig syn, selv i byer, til langt ut på 1900-tallet. (Johansen 2004)

På slutten av 1800-tallet hadde flere byer rundt om i Europa begynt å rense avløpsvannet, men i Norge ble ikke dette særlig aktuelt før innføringen av vann-

2 Urbanhydrologi og vannkvalitet

klosetter. Rundt 1910 var flere norske byer i gang med å installere vannklosetter, og kravene fra en del kommuner var gjerne at huseier som skulle installere slike, selv måtte sørge for rensing, det vil her si fjerning av faste stoffer, før vannet ble ført ut i de offentlige kloakkene. Senere ble denne oppgaven tatt over av det offentlige, og i 1910 fikk Norge sitt første kloakkrenseanlegg. Det tok imidlertid lang tid for kloakkrensing å bli utbredt i Norge, og så sent som i 1964 var det kun registrert 63 renseanlegg, hvorav 39 lå i Oslo, Akershus, Østfold, Vestfold eller Buskerud. Mange steder ble kloakken sluppet ut uten rensing. Renseeffekten til anleggene var heller dårlig, og med stadig voksende byer og mer vannforbruk ble forurensing av vassdrag, havner og strender et stort problem. Forurensningsproblemene føret til at det på 1900-tallet foregikk en utvikling, med forskning på nye rensemetoder, forsøk på lovreguleringer og mye prøving og feiling, som ledet frem til en økt miljøsatsing og utbygging av renseanlegg på 1970-tallet. (Johansen 2004)

2.3.3 Overvannskvalitet

En viktig del av den norske VA-utviklingen har vært å hindre at avløpsvannet er til sjenanse, etter hvert å minimere utslipp av forurensninger fra avløpsvann og sikre hygieniske forhold i norske byer, vassdrag, innsjøer, havner og strender. Drenering av bebygde områder med sikker bortledning av overvann har også vært en viktig del av VA-teknikken, men fokuset på vannkvalitet har i stor grad vært relatert til det mer sjenerende spillvannet. Overvannet har tradisjonelt blitt ledet bort i fellesledninger der det i tørrvær går en mindre spillvannsstrøm og når det regner går en blanding av spillvann og overvann. Når kapasiteten på ledningsnettets overskrides, går overskytende vann i overløp, der altså urensset spillvann blandet med overvann slippes ut.

Det har de siste tiår blitt en større bevissthet rundt kvaliteten på overvann. I stedet for å anse det som rent vet man nå at dette ikke nødvendigvis er tilfelle. Særlig urbane flater og veier kan akkumulere relativt store mengder forurensninger som så følger med overvannet når det kommer nedbør.

2.4 Kaldt klima

Med kaldt klima menes i denne rapporten den type klima man finner i f.eks. Trondheim, Norge. I denne type klima kan man forvente temperaturer under 0 °C betydelige deler av vinteren og over 0 °C om våren, sommeren og høsten. Værnes utenfor Trondheim har middeltemperatur under 0 °C i januar, februar og desember og gjennomsnittlig nedbør i de samme månedene på hhv. 63, 52 og 81 mm (Store Norske Leksikon 2013). Det vil derfor normalt komme nedbør både som regn og som snø i løpet av et år.

Forurensninger i overvann

I urbane strøk får man både økt avrenning, som følge av flere tette flater, og økt forurensning i overvannet, pga. økt befolkningstetthet, trafikk etc. Mengde og sammensetning varierer avhengig av hvilket område man ser på, hvordan området brukes osv. Videre er det også vanlig å se på forurensningene som om de kommer fra diffuse kilder og ikke punktkilder. Ofte kommer forurensningen fra punktkilder, som f.eks. en bil e.l., men dette er det ikke praktisk mulig å ha oversikt over. (Hvitved-Jacobsen et al. 2010)

Det er også store variasjoner med tiden. Forurensningene akkumuleres relativt kontinuerlig, men det er ikke før ved avrenning at de går i overvannet. Mengder og sammensetning varierer derfor også med tiden. (Hvitved-Jacobsen et al. 2010)

3.1 Kilder til forurensning i overvann

Forurensninger i overvann vil i all hovedsak komme fra nedbørsfeltet, men luftbårne stoffer kan også komme fra andre nedbørsfelt. Det er likevel vanlig å se bort fra dette, fordi det i praksis er svært vanskelig å gi en detaljert beskrivelse av forurensningene (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

Forurensningskildene til overvann i urbane strøk kan deles inn på følgende måte (Hvitved-Jacobsen et al. 2010):

- Atmosfæren
- Menneskelig aktivitet på og ved de urbane flatene
- Uhell, utilsiktede utslipp og ulovlig eller uheldig aktivitet

3.1.1 Atmosfæren

Forurensningene i atmosfæren finnes som gasser, aerosoler (partikler assosiert med regndråper og tåke) og suspendert stoff (støv), og de kan både komme innenfra og utenfra nedbørsfeltet. De kommer typisk fra landbaserte kilder som trafikk, forbrenning, industri og jorderosjon, men det kan også være salter (klorider) fra havet. (Hvitved-Jacobsen et al. 2010)

Til en viss grad vil takvann primært inneholde forurensninger fra atmosfæren, og derfor være mindre forurenset enn overvann fra gateplan (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Det er imidlertid mange tak laget av materialer som f.eks. kobber, noe som f.eks. kan gi kobberioner i takvannet (Avsnitt 3.2.3).

3.1.2 Menneskelig aktivitet på og ved de urbane flatene

Slike forurensninger identifiseres ofte med uttrykket *arealbruk* (eng. *landuse*), og referer til et bredt spekter av kilder som f.eks. trafikk, industri, korrosjonsprodukter fra konstruksjoner, veimaterialer etc. (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

En viktig kilde til forurensninger på urbane flater er biltrafikk. Hvitved-Jacobsen et al. (2010) lister følgende underkilder for trafikkrelaterte forurensninger:

- Nedbrytingsprodukter fra bildekk
- Nedbrytingsprodukter fra slitasje på bremses
- Korrosjonsprodukter fra karosseri
- Tap fra transportert last
- Forbrenningsprodukter fra motoren
- Veimaterialer (asfalt)
- Avisingsprodukter (veisalt)

Avhengig av hvilke materialer som er i bruk kan et stort antall miljøgifter assosieres med biltrafikk. Miljøgifter omfatter tungmetaller, som Cu, Pb, Zn og Cd (Avsnitt 3.2.3), og organiske mikroforurensninger, som f.eks. PAH (Avsnitt 3.2.4). Mengden forurensninger fra biltrafikk avhenger av faktorer som trafikkvolum, myndighetenes krav til kjøretøykontroll, nivået på vedlikehold av vei og kjøretøy og materialer brukt i veie og kjøretøy. I tillegg nevnes metode og effektivitet på rengjøring av vei som viktige faktorer. (Hvitved-Jacobsen et al. 2010)

3.1.3 Uhell, utilsiktede utslipp og ulovlig eller uheldig aktivitet

Uhell og utilsiktede utslipp skjer til tilfeldige tider og kan gi ekstreme forureningsmengder. Uheldige eller ulovlige aktiviteter kan f.eks. være bilvask eller utslipp fra industri. Slike aktiviteter kan medføre økte og uventede konstrasjoner, og det er vanskelig å planlegge for håndtering av dem. (Hvitved-Jacobsen et al. 2010)

3.2 Forurensninger i overvann

Overvann kan i stor grad karakteriseres ved at det inneholder små partikler med uorganiske stoffer og at det har et relativt lavt innhold av biologisk nedbrytbart organisk materiale. Sammen med at det ofte er snakk om ganske store vannmengder, med dertil hørende uttynning av vannet, er overvannet generelt dårlig egnet for rensing i konvensjonelle avløpsrensaneanlegg. (Hvitved-Jacobsen et al. 2010)

Hvitved-Jacobsen et al. (2010) deler forurensninger i overvann inn i følgende kategorier:

- Biologisk nedbrytbart organisk materiale
- Næringsstoffer
- Tungmetaller
- Organiske mikroforurensninger (f.eks. PAH)
- Fast stoff
- Patogene mikroorganismer

Disse kategoriene behandles mer utførlig i de følgende avsnitt.

Tabell 3.1 viser karakteristiske verdier for forurensningskonsentrasjoner i overvann og er hentet fra Hvitved-Jacobsen et al. (2010). Verdiene bygger på data fra USA i perioden 1979–1982, men med unntak av bly kan de fortsatt brukes til å karakterisere forurensninger i overvann. Etter innføringen av blyfri bensin kan blykonsentrasjonene antas å ha blitt redusert til omtrent 10–20 % av de originale dataene (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Verdiene for bly er korrigert i tabellen, ned til 15 % av de opprinnelige tallene.

Tabell 3.1 oppgir medianen C_m , og variasjonskoeffisienten COV (Avsnitt 5.1.1). COV er lik standardavvik, s , delt på gjennomsnittsverdi, \bar{x} , så en COV -verdi på 1,00 forteller at standardavviket er like stort som gjennomsnittsverdien. Tabell 3.1 viser at dette er tilfelle for flere av forurensningene og at variasjonene ellers er store. Tabellen angir derfor *størrelsesorden* på forurensningskonsentrasjonene, og egne målinger må gjøres for hvert enkelt nedbørsfelt.

3.2.1 Biologisk nedbrytbart organisk materiale

Biodegraderbart materiale er mat for heterotrofe organismer, dvs. mikroorganismer, men også større dyr (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Når organisk materiale brytes ned i biologiske prosesser forbrukes oksygen, så mengde biologisk nedbrytbart organisk materiale måles derfor ofte i BOF (biokjemisk oksygenforbruk) og KOF (kjemisk oksygenforbruk), selv om KOF i seg selv ikke er et mål på biodegraderbarhet (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Et bedre mål på biodegraderbarhet er KOF/BOF -ratioen, der en ratio større enn 0,5 indikerer lik eller større biode-

3 Forurensninger i overvann

Forurensning	Boligområder		Åpne områder	
	C_m [g/m ³]	COV	C_m [g/m ³]	COV
BOF	10	0,41	–	–
KOF	73	0,55	40	0,78
TSS	101	0,96	70	2,92
TKN	1,9	0,73	0,97	1,00
Total P	0,38	0,69	0,12	1,66
Total Pb	0,0216	–	0,0045	–
Total Cu	0,033	0,99	–	–
Total Zn	0,135	0,84	0,195	0,66

Tabell 3.1: Karakteristiske forurensningskonsentrasjoner i overvann. (Etter Hvitved-Jacobsen et al. (2010)).

graderbarhet enn husholdningskloakk (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Parameteren *TOK* (totalt organisk karbon) brukes også (Ødegaard et al. 2012).

Det meste av det biodegraderbare organiske materialet i avrenning fra vei og urbane flater vil typisk være plantemateriale (Hvitved-Jacobsen et al. 2010), så kilder er vegetasjon i nedbørsfeltet. Siden det meste er plantemateriale er ikke denne forurensningen i seg selv nødvendigvis så problematisk for resipienten, og en høy KOF-verdi i overvann kan derfor anses som mindre uheldig for miljøet enn en tilsvarende verdi i f.eks. vannet fra et overløp i et fellessystem (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

3.2.2 Næringsstoffer

Med næringsstoffer menes biologisk tilgjengelig og reaktivt nitrogen (N) og fosfor (P) (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

Nitrogen finnes som regel som organisk bundet N, som f.eks. urea, og som uorganisk N, dvs. som ammonium (mest ved lav pH) eller ammoniakk (mest ved høy pH) og som nitritt og nitrat (Ødegaard et al. 2012). Det er likevel vanlig å oppgi og måle N-innholdet i total konsentrasjon, kalt TOT-N (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Et annet mål som også brukes er total Kjeldahl N, TKN (Ødegaard et al. 2012).

Fosfor finnes som regel som organisk bundet P og som uorganisk P. Uorganisk P kan videre deles i orthofosfat (PO_4^{3-}) og polyfosfat ($P_2O_7^{4-}$ og $P_3O_{10}^{5-}$). Også P måles og oppgis vanligvis i total konsentrasjon, TOT-P. (Ødegaard et al. 2012)

3.2.3 Tungmetaller

Sammen med organiske mikroforurensninger (Avsnitt 3.2.4) utgjør tungmetaller det som kalles miljøgifter. Naturlig forekommende vann som ikke er forurenset har normalt et lavt innhold av tungmetaller (Ødegaard et al. 2012). Derimot vil overvann ofte kunne ha et vesentlig høyere innhold av disse stoffene, særlig hvis det er biltrafikk i området. Fordi tungmetaller ofte har en toksisk effekt på dyre- og planteliv er dette en særlig viktig gruppe av forurensninger i overvann.

Bestanddel

Et stort antall tungmetaller er giftige og farlig for miljøet, men det er vanlig å ha fokus på noen få, fordi de ofte kan assosieres med overvann i så store konsentrasjoner at de kan ha akutte eller kummulative effekter på resipienten (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Hvitved-Jacobsen et al. (2010) lister seks tungmetaller som det vanligvis fokuseres på ifm. overvann. De fire som nevnes som de viktigste er:

- Kobber (Cu)
- Bly (Pb)
- Sink (Zn)
- Kadmium (Cd)

Videre nevnes:

- Nikkel (Ni)
- Krom (Cr)

I tillegg kan tungmetaller som arsen (As) og kvikksølv (Hg) (Hvitved-Jacobsen et al. 2010) samt sølv (Ag), barium (Ba) og selen (Se) (Ødegaard et al. 2012) være av interesse.

Kilder

En viktig kilde til tungmetaller i overvann er biltrafikk (Avsnitt 3.1.2), f.eks. fra forbrenning av drivstoff eller korrosjonsprodukter fra karosseri. En annen viktig kilde er konstruksjoner i nedbørsfeltet, der f.eks. kobbertak vil kunne avgi Cu til overvannet.

Jern og mangan forekommer naturlig i en del vann. Zn og Cu kan også forekomme i naturlig vann, men da vanligvis i svært lave konsentrasjoner. (Ødegaard et al. 2012)

3 Forurensninger i overvann

Effekt

Generelt har tungmetaller den effekten at de er giftige. Tungmetaller i overvann er et problem både for biologisk liv i resipienten og for biomassen i biologiske renseanlegg for fellessystemer (Ødegaard et al. 2012).

Sink og kobber er noe mindre giftige enn f.eks. kadmium, bly og krom, men de kan forekomme i relativt store konsentrasjoner (Ødegaard et al. 2012) og kan derfor ha relativt stor effekt.

Bly var lenge et stort problem som forurensning i overvann, først og fremst pga. blyholdig bensin, men pga. overgang til blyfri bensin har blymengden i overvann gått drastisk ned de siste tiårene. Det kan likevel fortsatt være noe bly i overvann. (Hvitved-Jacobsen et al. 2010)

Effekten av jern og mangan (Mn) er ofte knyttet til vannforsyning, der de kan gi misfarging på klesvask, badekar etc. (Ødegaard et al. 2012) og ses, som nevnt, ikke på som en forurensning i samme grad som de andre tungmetallene. Jern har imidlertid den effekten at det kan adsorbere andre forurensninger (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

3.2.4 Organiske mikroforurensninger

Sammen med tungmetaller (kap. 3.2.3) utgjør organiske mikroforurensninger det som kalles miljøgifter. Dette er stoffer som typisk forekommer i overvann i svært små konsentrasjoner, dvs. som sporstoffer, men som likevel kan være svært helseskadelige (Ødegaard et al. 2012).

Bestanddeler

Denne kategorien favner et stort antall organiske stoffer som typisk slippes ut i svært små mengder. Det er ifølge Hvitved-Jacobsen et al. (2010) registrert flere hundre forskjellige organiske mikroforurensninger, men det eksakte antall endres stadig da nye stoffer kommer til mens andre blir forbudt. Hvitved-Jacobsen et al. (2010) deler dem inn i følgende grupper:

- Pesticider (skadedyrmidler)
- Aromatiske hydrokarboner
- Fenoler
- Halogenholdige alifatiske aromatiske organiske stoffer
- PCB
- PAH
- Mykgjørere, ftalater
- Lineære alkylsulfonater (LAS)
- Eter

- Dioksiner og furaner
- Hormonforstyrrende kjemikalier

Ødegaard et al. (2012) nevner i tillegg *bromerte flammehemmere* (BFH).

De organiske mikroforurensningene kommer fra et stort antall kilder, både fra vanlige husholdninger, industri og transport (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

Skadedyrmidler kan komme fra avrenning fra jordbruk, men også fra grønne arealer og grønne tak i urbane strøk dersom det er brukt skadedyrmidler eller pesticidholdig belegg på tak (Ødegaard et al. 2012).

Den vanligste kilden for fenoler er industrikjemikalier, men de kan også komme fra olje- og tjæreprodukter. Noen hører også inn under gruppen Hormonforstyrrende kjemikalier (se under). Effekter som lukt og smak på vannet er relevante dersom vannet skal brukes som drikkevann, men også fisk kan få lukt og smak fra fenoler. (Ødegaard et al. 2012)

Polyklorerte bifenyler (PCB) er stoffer som har hatt mange bruksområder og har vært brukt i bl.a. transformatorer, sement, maling, smøremidler m.m. PCB ble forbudt i Norge på 1970-tallet, men det kan fortsatt finnes i transformatorer, fugemasser i hus og i maling. PCB er ekstremt vanskelig nedbrytbart, og det akkumuleres i fettceller hos mennesker og dyr. På bunnen av flere norske fjorder ligger det fortsatt PCB-holdige sedimenter, og Mattilsynet anbefaler å begrense inntaket av sjømat fra disse fjordene. Mulige effekter av PCB på mennesker og dyr er leverproblemer, reproduksjonsskader, fosterskader, hudsykdommer, det påvirker både hjernen, nervesystemet og immunsystemet, og det er kreftfremkallende. (Ødegaard et al. 2012)

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) betegner flere hundre organiske forbindelser, der det både finnes farlige og mindre farlige forbindelser. Den vanligste måten å måle og oppgi innholdet av PAH-forbindelser er å bruke det som kalles total-PAH eller PAH₁₆. Da måles innholdet av 16 PAH-forbindelser pekt ut av det amerikanske miljødirektoratet, US EPA. Disse 16 er naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, antracen, fenantren, fluoranthen, pyren, benz(a)antracen, krysen/trifenylen, benzo(b,k)fluoranthen, benzo(a)pyren, benzo(ghi)perylen, indeno(1,2,3-cd)pyren og dibenz(a,h)antracen. PAH-forbindelser dannes i hovedsak ved ufullstendig forbrenning, så veitrafikk er en viktig kilde, samt at PAH finnes i en del oljeprodukter. Disse stoffene er giftige og kreftfremkallende, og man er særlig bekymret for det svært kreftfremkallende stoffet benz(a)pyren. (Ødegaard et al. 2012)

Mykgjørere, eller ftalater, omfatter stoffer som butyl benzyl ftalat (BBP), di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) og diisodecyl ftalat (DIDP) (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Disse stoffene brukes som mykgjørere i f.eks. PVC, fugemasse og gummi, og de er svært tungt nedbrytbare (Ødegaard et al. 2012).

3 Forurensninger i overvann

Lineære alkylsulfonater (LAS) brukes i en del vaskemidler. Under aerobe forhold er LAS nedbrytbare, men under anaerobe forhold går nedbrytningen sakte. De har en giftig effekt på miljøet. (Ødegaard et al. 2012)

Typiske kilder til dannelsen av dioksiner er avfallsforbrenning og andre forbrenningsprosesser, i tillegg til at de kan dannes i små mengder i forbindelse med produksjon av klorholdige kjemikalier. En del av PCB-forbindelsene og dioksine har lignende struktur og virkning på levende organismer, og effekter kan være leverproblemer, reproduksjonsskader, fosterskader, hudsykdommer, i tillegg til at det påvirker både hjernen, nervesystemet og immunsystemet, og at det er kreftfremkallende. (Ødegaard et al. 2012)

Flere av de overnevnte stoffene hører også inn under hormonforstyrrende kjemikalier. Noen fenoler, som f.eks. nonylfenoler, har en østrogen effekt og er det som kalles hormonhermere. Kilder til nonylfenoler kan være maling, lakk og vaske- og rengjøringskjemikalier. De er delvis nedbrytbare under aerobe forhold. Andre hormonforstyrrende stoffer kommer fra medisiner og kosmetikk. Eksempler på kilder er antibiotika, p-piller, antidepressiva, såper, kremer og deodoranter. (Ødegaard et al. 2012)

3.2.5 Fast stoff

Faste stoffer i urban avrenning har gjerne mange forskjellige kilder og har forskjellige effekter på resipienten (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). De kan opptre på forskjellige måter, og Ødegaard et al. (2012) gjør en grov inndeling etter størrelse:

- Kolloidale partikler (0,01–1 µm, vil holde seg svevende i vannet).
- Suspenderte partikler (> 1.0 µm, synker svært sent, er i praksis svevende i vannet).
- Sedimenterbare partikler (> 100 µm).

Trafikk og transport er en viktig kilde til faste stoffer i overvann (Ødegaard et al. 2012). «Urbant støv» avsettes på og ved veien i tørrværsperioder og eroderes bort når det kommer nedbør (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

I resipienten kan disse stoffene grumse til vannet og gi resipienten et uestetisk utseende (Ødegaard et al. 2012). De kan også redusere mengden lys som trenger gjennom vannet, og de kan ha en negativ effekt på bunnsedimentene i resipienten (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

En annen viktig effekt er at partikler av fast stoff kan være bærere av andre forurensninger som mikroorganismer og tungmetaller (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Dette gjør at det ved å fjerne faste stoffer fra overvannet også er mulig å fjerne andre forurensninger samtidig (Ødegaard et al. 2012).

3.2.6 Patogene mikroorganismer

Dette er mikroorganismer som sprer sykdom gjennom infeksjon, dvs. at de kommer inn i kroppen, formerer seg og så utvikler en sykdom. Særlig spillvannsstrømmen kan inneholde patogene mikroorganismer, men også de kan også opptre i overflatevann. En mulig kilde i overvannssystemet kan være feilkoblinger, der eiendommer har koblet seg på det kommunale anlegget og har koblet spillvannet på overvannsledningen og motsatt. Videre kan dyr som hunder, katter og fulger være kilder til patogene mikroorganismer i avrenning fra urbane flater. (Hvitved-Jacobsen et al. 2010)

Det finnes mange mikroorganismer som er farlige for mennesker, og Hvitved-Jacobsen et al. (2010) grupperer de patogener som typisk kan finnes i overvann slik:

- Bakterier
- Virus
- Parasittiske protozoer
- Parasittiske ormeegg

I Norge er *Campylobacter* den bakterien som oftest forårsaker sykdom, med *Escherichia coli* (E.coli) og *Salmonella* som andre sykdomsfremkallende bakterier (Ødegaard et al. 2012). Andre sykdommer man kan få av bakterier er kolera, dysenteri, tyfus og diaré (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

Virus er ikke en levende organisme, slik som de andre patogenene, men en smittebærer som reduserer seg inne i en verts celler (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Den virusgruppen som oftest forårsaker vannbårne sykdommer i Norge er *norovirus*, og denne gruppen gi gjerne magesyke (Ødegaard et al. 2012).

Parasittiske protozoer er en kompleks gruppe mikroorganismer og kan i noen tilfeller være encellede dyr (amøber) (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). *Giardia* og *Cryptosporidium* er de to gruppene det fokuseres mest på, og begge disse kan forårsake alvorlige sykdomsutbrudd (Ødegaard et al. 2012).

Parasittiske ormeegg, eller *helminths*, er flercellede organismer som kan fysisk skade andre organismer, ha giftige effekter eller frarøve verten mat (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Parasittiske ormeegg er et stort problem, særlig i land med mangelfullt utviklet avløpssystem, og på verdensbasis er det ca. 4,5 millioner registrerte tilfeller per år (Ødegaard et al. 2012).

First flush

I tørrværsperioder vil forurensninger avsettes og akkumuleres på veier og urbane flater, og under nedbørshendelser vil forurensningene vaskes av disse flatene og bli med i overvannssystemet. Ofte, men ikke alltid, vil den første delen av avrenningen ta med seg en stor del av de avsatte forurensninger slik at konsentrasjonen er størst i den første delen av hendelsen og mindre i den påfølgende (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Dette fenomenet kalles *first flush*, og Hvitved-Jacobsen et al. (2010) definerer det slik:

First flush, eller *first foul flush*, beskriver det fenomenet at den første delen av avrenningen under en hendelse har relativt høyere forureningskonsentrasjon, eller forureningsbelastning, enn den påfølgende delen av avrenningen. First flush er et fenomen som kan observeres både i fellessystem og i separatsystem.

For å bedre forstå first flush er det nødvendig med en inndeling av kilder som ikke er like spesifikk som inndelingen i Kapittel 3, men som gjelder for både separat- og fellessystemer. En slik inndeling gis i Avsnitt 4.1. Det er også nyttig å referere til et bestemt punkt i avløpssystemet. Et punkt som er av særlig interesse når en ser på forurensninger i avløpsvann er utslippspunktet, enten det er overløp i fellessystemer, kalt *CSO* (combined sewer overflow), eller utløp for regnvann i separatsystemer. Dersom avløpsledningene ikke har skader, og dermed ikke tar inn eller slipper ut vann underveis, er det fra dette punktet at utslipp av forurenset vann vil finne sted. Det relevante punktet vil i det følgende være *innløpet* til *CSO* i fellessystemer eller *utslippspunktet* i separatsystemer. Det er også nyttig å se nærmere på noen verktøy for beskrivelse av hvordan forureningskonsentrasjoner og -mengder varierer gjennom en nedbørhendelse.

4.1 Kilder til forurensninger i urbane avløp

I det følgende gjengis en inndeling i kilder til forurensninger i overvannsførende avløpssystemer i urbane strøk fra Hvitved-Jacobsen et al. (2010), med utgangspunkt i avløpsnettets utslippspunkt. Inndelingen gjelder for avløpsnett uten sprekker eller andre skader, altså er uten lekkasjer eller infiltrasjon, og det er forutsatt at det ikke er noen feilkoblinger.

Separatsystemer

I det følgende antas det at overvannet samles opp i separate overvannsledninger og at det slippes urensset ut i resipienten i utslippspunktet. Dersom overvannet føres til et renseanlegg vil det relevante punktet være innløpet til overløpet. Ifølge denne enkle, men nyttige inndelingen av kilder er det kun én gruppe kilder til forurensninger i overvannsledninger:

- Impermeable og semi-impermeable flater i nedbørsfeltet.

Alle forurensninger i separatsystemer forutsettes her å komme fra flatene i nedbørsfeltet og intet spillvann bidrar.

Fellessystemer

I fellessystemer transporteres overvannet bort i de samme ledningene som spillvannet, og det vil således være flere kilder til de forurensningene som finnes her. Det relevante punktet her er innløpet til nedstrøms CSO. Fellessystemer har følgende grupper kilder til forurensninger:

- Impermeable og semi-impermeable flater i nedbørsfeltet, altså den samme gruppen kilder som separatsystemer.
- Den daglige spillvannsstrømmen.
- Akkumulerte faststoffer, som f.eks. kloakksedimenter og biofilm.

I tørrværsperioder vil det fortrinnsvis være spillvannsstrømmen som bidrar. I ledninger med mindre god evne til selvrensing vil faste stoffer, gjerne med opphav i spillvannsstrømmen, avsettes i ledningene. Når det så kommer nedbør vil overvannet blandes med spillvannet, vannføringen vil gå opp, og akkumulerte faststoffer vil kunne eroderes, resuspenderes og transporteres videre. (Hvitved-Jacobsen et al. 2010)

4.2 Verktøy for beskrivelse av transport av forurensninger gjennom en nedbørhendelse

Avrenningen ved en nedbørshendelse kan beskrives ved hjelp av et *hydrogram*, dvs. et diagram som viser *avrenning* (Q) plottet mot *tid* (Figur 4.1a).

Transport av forurensninger gjennom overvannssystemet, både i separat- og fellessystem, kan beskrives ved hjelp av et *pollutogram*. Det er to typer pollutogram, der den ene typen viser *konsentrasjon av forurensninger* plottet mot *tid* (Figur 4.1b), og den andre typen viser *mengde transportert forurensning* plottet mot *tid* (Figur 4.1c). Pollutogrammet for konsentrasjon er relevant for rensing eller akutt effekt, mens pollutogrammet for mengde er relevant for forurensningers akkumulerende effekt eller for å beskrive en massebalanse. (Hvitved-Jacobsen et al. 2010)

Pollutogrammet for transport av masse kan dannes ved å multiplisere hydrogrammet med pollutogrammet for konsentrasjon. Videre kan det ses av Figur 4.1c at arealet under pollutogrammet for transportert mengde angir den totale mengden forurensninger som blir transportert under avrenningshendelsen.

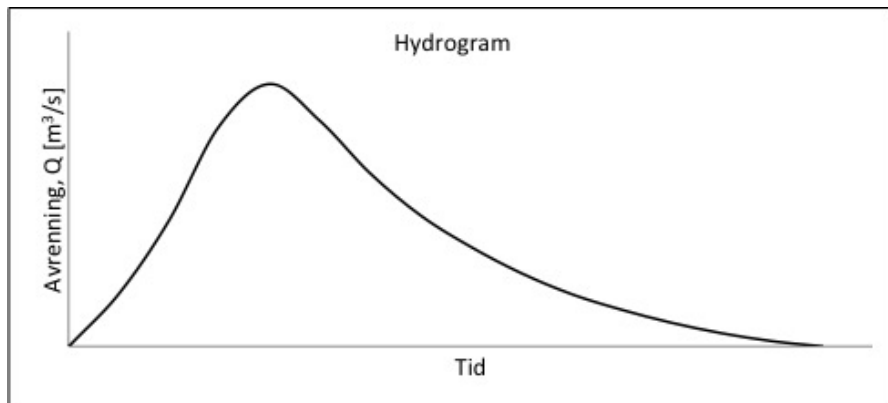
4.3 Årsaker til first flush

First flush skjer når akkumulerte forurensninger assosiert med partikler eroderes og suspenderes i vannet, og dermed transporteres bort fra flatene og videre i overvannssystemet. Avrenning av en viss størrelse tidlig i avrenningshendelsen er dermed viktig for at fenomenet skal opptre. Når de urbane flatene så blir renere, vil mengden forurensninger som suspendert i vannet gå ned. (Hvitved-Jacobsen et al. 2010)

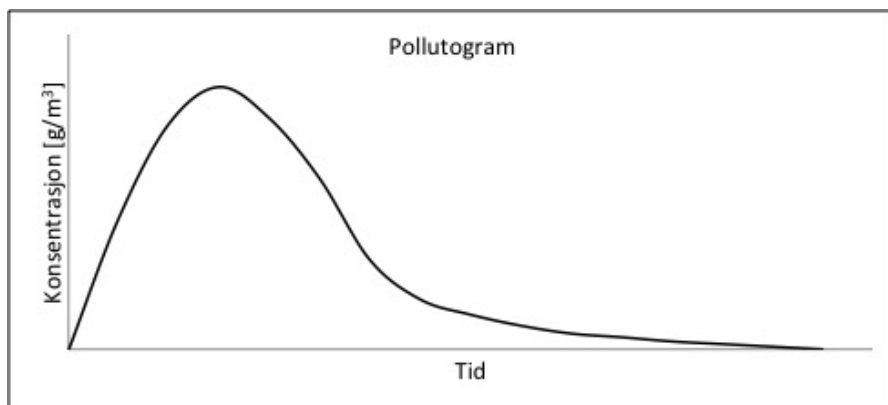
I separatsystemer vil disse forurensningene bestå av varierende sammensetninger av dem nevnt i Avsnitt 3.2. I fellessystemer vil forurensningene kunne være annerledes. Som nevnt i Avsnitt 4.1 har fellessystemer flere kilder til forurensning enn separatsystemer, og CSO er derfor generelt mer forurenset enn utløpet fra separatsystemer. Spesielt vil akkumulerte faststoffer bidra betydelig til forurensningsmengdene i CSO. I perioder med liten vannføring i avløpsnettets vil faststoffer og biofilm kunne akkumuleres i avløpsnettets. Når vannføringen så øker i forbindelse med nedbør vil disse kunne eroderes og suspenderes i vannet og bidra til first flush. Generelt virker også de tydeligste first-flush-fenomenene å finne sted i fellessystemer. (Hvitved-Jacobsen et al. 2010)

En annen årsak relevant for fellessystemer er at overvannet fra starten av en nedbørshendelse vil kunne skyve spillvannet foran seg i ledningene. Dette first-flush-vannet vil da i stor grad bestå av spillvann, og dette fenomenet er ikke en «ekte» first flush, men de to er i praksis vanskelig å skille (Hvitved-Jacobsen et al.

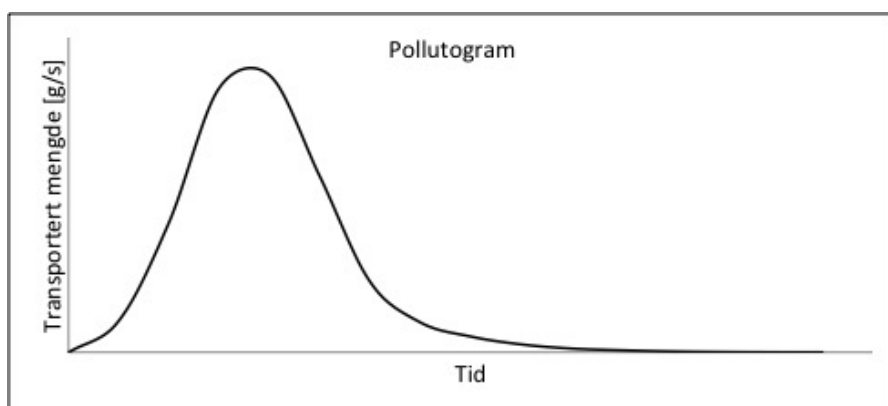
4 First flush



(a) Hydrogram



(b) Pollutogram for konsentrasjon av forurensninger



(c) Pollutogram for transport av forurensninger

Figur 4.1: Hydrogram og to typer pollutogram.

2010). Det er likevel et relevant fenomen og effekten er den samme, altså at forurensningskonsentrasjonene er høyere i begynnelsen av avrenningshendelsen.

Det er diskutert hvorvidt first flush er et fenomen av betydning, men fra observasjoner fra mange forskjellige steder i verden, særlig i fellessystemer, er det ansett som et fenomen som forekommer (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

4.4 Last flush

Dette er et fenomen som forekommer i områder med kaldt klima, dvs. at det i deler av året kan forventes temperaturer under 0°C og at nedbøren kommer som snø. Denne snøen vil typisk akkumuleres på veier og urbane flater, og forurensninger assosiert med disse flatene vil kunne tas opp i snøen. Selv om detaljene rundt hvordan snø tar opp forurensninger ikke er kjent, er det et velkjent faktum at forurensninger akkumuleres i snø (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Både løselige og partikulære forurensninger adsorberes i snø i snøakkumuleringsperioder (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Snø og slaps på veier får etter kort tid synlig tilsmussing, slik Figur 4.2 viser.

Kalde perioder øker behovet for oppvarming og kan medføre mindre effektiv motorbruk, samt at glatt føre kan øke behovet for bruk av strøsand og for avising ved bruk av salt. Dette medfører at forurensningsbidraget fra diffuse kilder ofte øker i kalde perioder (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

For å holde veier og flater farbare må denne snøen fjernes, enten ved brøyting til siden eller ved opplasting og bortkjøring. De akkumulerte forurensninger vil da følge med snøen og lagres i denne til snøen smelter. Når snøen så smelter vil disse forurensningene frigjøres og gi denne siste avrenningen en høyere konsentrasjon av forurensninger (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Dette fenomenet kalles gjerne *last flush*.

4 *First flush*



Figur 4.2: Synlige forurensninger i snø og slaps på vei. Foto: Svein Erik Helland Grønvold.

Kvantifisering av forurensninger i overvann

Når påvirkningen fra forurensninger skal undersøkes er det nødvendig å si noe om mengdene. Både sammensetning av stoffer og forurensningsmengder i overvann er gjenstand for store variasjoner, avhengig av faktorer som f.eks. arealbruk (eng. *landuse*), antall dager med tørrvær og hvor ofte gatene feies. Arealbruk er en svært viktig faktor og kan nærmest ses som synonymt med type menneskelig aktivitet i nedbørsfeltet. En i forurensningsøyemed meget viktig, og svært utbredt, form for arealbruk er områder for biltrafikk, enten det er parkeringsplasser, store eller små veier. Mange av miljøgiftene som finnes i overvann kommer fra biltrafikk. Andre eksempler på arealbruk er boligområder, industriområder og sentrumsområder med handlegater.

Som følge av regnets stokastiske natur vil et nedbørsfelt også oppleve variasjon i konsentrasjonene over tid. Når en nedbørhendelse følger etter en lengre periode med tørrvær vil nedbørsfeltet ha akkumulert en større mengde forurensninger på overflaten enn når hendelsen følger etter en kortere tørrværsperiode. Dersom de to nedbørhendelsene er like i varighet og intensitet vil avrenningen fra den første ha høyere forurensningskonsentrasjon enn den andre.

Også innad i én og samme nedbørhendelse vil konsentrasjonene variere. Typisk vil den første delen av avrenningen ha en høyere konsentrasjon av de forskjellige forurensningene enn den siste, fordi de akkumulerte forurensningene etter hvert vil vaskes av. Se også Avsnitt 4.

5.1 Beskrivende størrelser

Som følge av deres stokastiske natur må forurensninger i avløp fra urbane områder karakteriseres på en annen måte enn det som er vanlig for mer kontinuerlige forurensningsstrømninger (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). I det følgende nevnes noen viktige statistiske parametre samt noen mål på forurensningskonsentrasjoner som er nyttige når avløpskvalitet skal karakteriseres.

5.1.1 Statistiske mål

Gjennomsnitt

Gjennomsnittet, \bar{x} , kan uttrykkes slik:

$$\bar{x} = \sum_{i=1}^n \frac{x_i}{n} \quad (5.1)$$

Nedbør og avrenning er stokastiske variabler, og ekstreme hendelser vil kunne forekomme, men også forurensningsmengdene kan ha ekstremverdier, f.eks. ved ulykker eller andre utilsiktede utslipp. Gjennomsnittet er enkelt å regne ut og angir hvor datasettets tyngdepunkt befinner seg, men ulempen er at den vekter alle enkeltmålinger likt og derfor vil kunne påvirkes relativt mye av ekstremverdier.

Median

Et mer robust mål på en dataeseries sentraltendens er seriens *median*, C_m (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Medianen er ikke påvirket av ekstremverdiene på samme måte som gjennomsnittet og er derfor mer egnet til å angi typiske størrelser.

Variasjonskoeffisient

Variasjonskoeffisienten, COV (coefficient of variation), er et mål på den relative variasjonen i data og er definert som standardavviket, s , delt på gjennomsnittsverdien (Hvitved-Jacobsen et al. 2010):

$$COV = \frac{s}{\bar{x}} \quad (5.2)$$

En lav COV -verdi indikerer liten variasjon i dataene, mens $COV = 1,00$ når standardavviket er like stort som gjennomsnittsverdien. En COV -verdi større enn 1,00 forteller at standardavviket er større enn gjennomsnittsverdien. Ofte karakteriseres avrenningsdata ved å angi både C_m og COV (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

5.1.2 Karakteriserende mål

EMC

Event mean concentration er den gjennomsnittlige konsentrasjonen av en bestemt forurensning under én nedbørhendelse i ett nedbørfelt. Verdien gjelder for hele hendelsen og er definert slik (Hvitved-Jacobsen et al. 2010):

$$EMC = \frac{M_{tot}}{V_{tot}}, \quad (5.3)$$

der

M_{tot} = total masse av en forurensningskomponent for hele avrenningshendelsen

V_{tot} = totalt avrent volum for hele avrenningshendelsen.

EMC referer dermed til avrenningshendelsen som en helhet og tar ikke hensyn til variasjoner underveis, som f.eks. first flush.

For å bestemme *EMC* må det gjennomføres målinger. Normalt gjennomføres vannføringsmålinger kontinuerlig under avrenningshendelsen, mens det parallelt tas jevnlig forurensningsprøver, og *EMC* kan da finnes ved hjelp av Ligning (5.4) (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

$$EMC = \frac{M_{tot}}{V_{tot}} = \frac{\sum_{i=1}^n c_i v_i}{\sum_{i=1}^n v_i} = \frac{\sum_{i=1}^n c_i v_i}{V_{tot}}, \quad (5.4)$$

der

$i = \{1, 2 \dots n\}$; intervall nummer (-)

n = totalt antall måleintervaller

c_i = forurensningskonsentrasjonen målt i intervall nummer i

v_i = avrenningsvolum i intervall nummer i .

SMC

Mens *EMC* er en konsentrasjon som må måles, er *site mean concentration* en beregnet verdi basert på et antall *EMC*-verdier. Det finnes flere metoder for å beregne *SMC*, og her jengis tre av dem etter Hvitved-Jacobsen et al. (2010).

1. Ved bruk av aritmetisk gjennomsnitt

Ved å bruke det aritmetiske gjennomsnittet kan *SMC* beregnes ved bruk av Ligning (5.5).

$$SMC = \frac{\sum_{i=1}^n EMC_i}{n}, \quad (5.5)$$

5 Kvantifisering av forurensninger i overvann

der

$i = \{1, 2 \dots n\}$; hendelse nummer (-)

n = total antall avrenningshendelser.

Denne metoden vekter alle EMC-verdiene likt og vil derfor kunne påvirkes relativt mye av ekstreme verdier (Avsnitt 5.1.1).

2. Ved bruk av volumvektet gjennomsnitt

Denne metoden reduserer sensitivitet for ekstremverdier fra metode 1 ved å vekte EMC-verdiene mht. avrent volum ved den aktuelle avrenningshendelsen. Denne metoden er dermed relatert til massebalansen og regnes ut som vist i Ligning (5.6).

$$SMC = \frac{\sum_{i=1}^n EMC_i V_i}{\sum_{i=1}^n V_i}, \quad (5.6)$$

der

V_i = avrenningsvolum ved hendelse nummer i .

3. Ved bruk av median

SMC bestemmes ved å finne medianen til EMC-verdiene for det aktuelle stedet. Denne metoden er ikke påvirket av ekstremverdier.

Til tross for at navnet tilsier at SMC er en gjennomsnittsverdi (eng. mean) er det ofte metode 3 som brukes, og SMC er derfor ofte en median (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

Det er ofte usikkerheter knyttet til beregning av SMC og vanskelig å bestemme antall EMC som er nødvendig for å beregne en SMC med en gitt usikkerhet, men det er typisk nødvendig med minimum 10–15 EMC-verdier (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

5.2 Typiske konsentrasjoner

Forurensningskonsentrasjonene i overvann vil kunne variere mye, og det er vanskelig å angi noen typiske konsentrasjoner. Dersom en deler inn etter arealbruk kan usikkerheten reduseres noe, men den vil fortsatt være stor. Typiske COV vil ligge i området 0.8–1.2, og standardavvikene kan derfor bli like store som gjennomsnittsverdiene (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). De typiske konsentrasjoner som gis i dette

avsnittet indikerer derfor størrelsesorden på konsentrasjonene. I alle praktiske tilfeller der det er behov for informasjon om forurensningskonsentrasjoner bør det foretas undersøkelser.

Tabell 5.1 viser typiske forurensningsbelastninger for forskjellige typer arealbruk, og den er laget etter Hvitved-Jacobsen et al. (2010, Tab. 4.10).

Forurensning	Typiske forurensningsbelastninger [kg/(ha år)]			
	Handlestrøk	Boligområde Middels tetthet	Motorvei	Parkering
TSS	1100	270	1000	450
Total P	1,7	0,4	1,0	0,8
TKN	7,5	2,8	8,9	5,7
BOF	70	15	–	53
KOF	470	60	–	300
Pb	3,0	0,06	5,0	0,9
Zn	2,3	0,1	2,3	0,9
Cu	0,4	0,03	0,4	0,07

Tabell 5.1: Typiske forurensningsbelastninger for noen typer arealbruk. (Etter Hvitved-Jacobsen et al. (2010)).

5.3 Avsluttende kommentarer

Det er altså store variasjoner i forurensningskonsentrasjoner i overvann og ikke mulig å gi gode forslag til generelle verdier. Ved å dele inn etter arealbruk kan usikkerheten reduseres, men selv disse verdiene kan neppe brukes som datagrunnlag når løsninger for bestemte nedbørsfelt skal utarbeides. Det er derfor nødvendig å foreta undersøkelser av det enkelte felt dersom forurensningsdata er påkrevd.

Kapittel 6

Metode

I prosjektoppgaven *First- og last-flush-avrenning i kaldt klima* (Grønvold 2015) ble det foretatt en litteraturstudie på forurensninger i overvann samt temaene first- og last flush. Denne er brukt som utgangspunkt for den teoretiske bakgrunnen i denne masteroppgaven. Litteraturstudien er utvidet, særlig når det gjelder forurensningskonsentrasjoner og mengder. En viktig kilde i dette arbeidet har vært Hvitved-Jacobsen et al. (2010).

I denne oppgaven er det gjennomført simuleringer av fiktive nedbørfelt og sett på hvordan forurensningskonsentrasjonene i det avrente overvannet utvikler seg gjennom en nedbørhendelse. Det er benyttet to dataprogrammer i simuleringene: Mike Urban til vannmengdeberegningene og Excel til vannkvalitetsberegningene. I Excel er det laget en enkel modell som tar inn et hydrogram og så benytter seg av formler for oppbygning og avvasking av forurensninger på overflaten for å beregne konsentrasjoner.

6.1 Valg av beregningsverktøy

Når beregningsverktøy skal velges er det en rekke hensyn som må tas. Eksempler er krav til nøyaktighet og feilmargin, hvor store datamengder som skal håndteres, kompleksitet, verktøyets krav til input-data osv. I denne oppgaven skulle det gjøres beregninger på forurensningskonsentrasjoner i overvann og hvordan disse endrer seg gjennom en nedbørhendelse, så det var derfor nødvendig med et verktøy som både kunne gjøre hydrologiske beregninger for avrenning, samt kunne håndtere forurensninger. Mike Urban fra DHI har disse kapasitetene og ble derfor valgt for denne oppgaven. Det er imidlertid kun de hydrologiske simuleringene som er utført ved hjelp av Mike Urban da forfatteren av denne oppgaven har funnet programmets brukerterskel noe høy når forurensninger skal inkluderes i modellen. Det åpenbarte

seg derfor et behov for en enklere modell for beregning av forurensninger, og det ble laget en slik modell i Excel. Begge modellene beskrives i det følgende. Til slutt, i Avsnitt 6.4, presenteres den initielle planen og grunnen til de endringene som ble gjort.

6.2 Vannmengdeberegninger – Mike Urban

Mike Urban benytter seg av to motorer: DHIs egen MOUSE-motor og SWMM5-motoren fra United States Environment Protection Agency, US EPA. Det er valgt å bruke SWMM5-motoren. Først utføres hydrologiske beregninger på ett eller flere brukerdefinerte nedbørsfelt som SWMM behandler hver for seg. På grunnlag av feltparametere og mottatt nedbør beregnes avrenningen fra hvert nedbørsfelt før denne avrenningen deretter rutes gjennom den hydrauliske delen med rør, kanaler etc.

Alle nedbørsfeltene i denne oppgaven er fiktive, og for lettere å kunne sammenligne er det med unntak av areal og rørdimensjoner brukt de samme parametere for alle felt. Feltene som ble modellert i denne oppgaven var parkeringsplasser med asfaltdekke, og parameterne ble valgt for å passe med det. Her følger en beskrivelse av de parameterne som er brukt i simuleringene samt en oppsummering i Tabell 6.1.

6.2.1 Nedbør

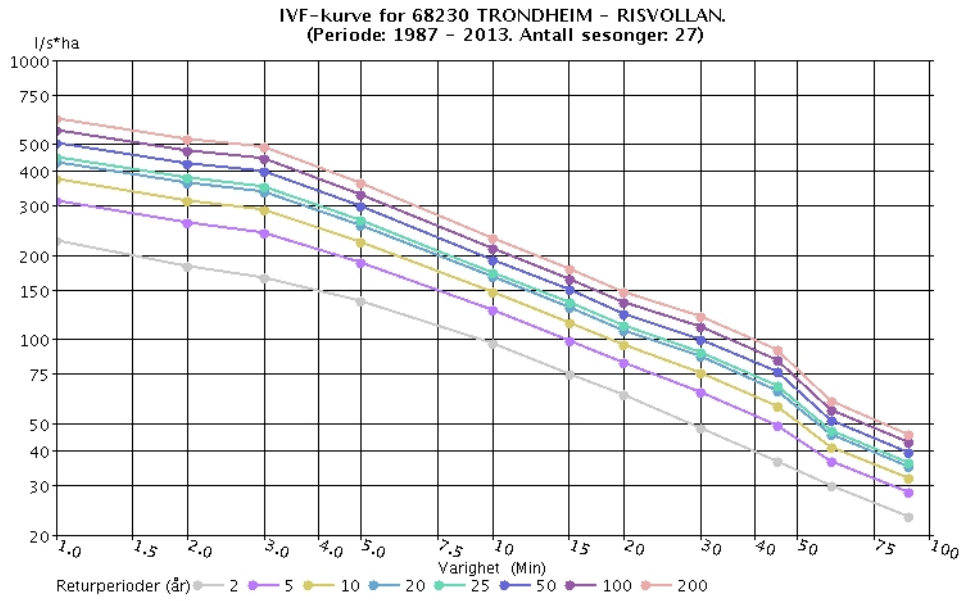
Nedbøren er valgt for å ligne forhold i Trondheim. Det ble valgt en relativt kraftig regnbyge, dog ikke kraftigere enn at den bør kunne forekomme noen ganger per år, med varighet på 20 min. Det ble tatt utgangspunkt i IVF-kurvene for Risvollan i Trondheim. Minste returperiode i IVF-kurvene var 2 år, så et estimat ble gjort med bakgrunn i nedbørintensitetene for 2 og 5 års returperiode, hhv. 7,6 og 9,9 mm (eKlima 2015). Det ble valgt en nedbørintensitet på 2 mm per 20 min, og i Mike Urban ble nedbøren lagt inn som en tidsserie med tidssteg på 20 min og intensitet 6 mm/h. IVF-kurvene for Risvollan er vist i Figur 6.1 og Figur 6.2, med intensitet i henholdsvis $l/(s \text{ ha})$ og mm.

6.2.2 Nedbørsfelt og overflateruting

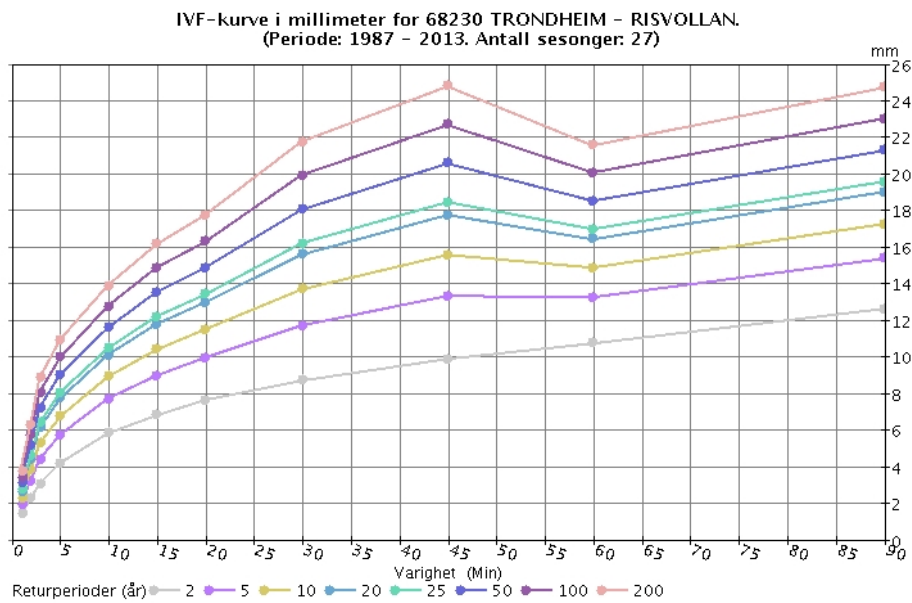
Parkeringsplasser med slitelag av asfalt bør ha et tverrfall på 3 % (Statens Vegvesen 2014, s. 155), og det ble derfor valgt en helning på 3 %.

Modellen gir hvert felt to typer overflate, og parametere for både impermeable og permeable flater måtte angis. Andel impermeable flater ble satt til 92 %, og

6.2 Vannmengdeberegninger – Mike Urban



Figur 6.1: IVF-kurver for Risvollan, Trondheim. Nedbør i l/(s ha). Hentet fra eKlima (2015).



Figur 6.2: IVF-kurver for Risvollan, Trondheim. Nedbør i mm. Hentet fra eKlima (2015).

6 Metode

Manningstall, M , for både permeable og impermeable flater ble hentet fra Statens Vegvesen (2014, s. 147). Impermeable flater ble tenkt å være asfaltert dekke ($M = 60-75$) og permeable flater ble tenkt å være jord med lett vegetasjon ($M = 20-30$). Manningstall 70 og 25 ble valgt. SWMM tar hensyn til gropmagasinering (*d. storage* i Mike Urban), og denne ble satt til 1,00 mm for impermeable flater og 3,00 mm for permeable flater. Det ble antatt gropmagasinering for hele feltet, og parameteren *% DCIA w/o d. storage* (prosent av impermeabelt område uten gropmagasinering) ble derfor satt til 0 %. Videre ble det antatt at vannet renner fra de permeable til de impermeable flatene, altså at sluket er plassert på asfalten.

6.2.3 Noder

Alle de modellerte feltene har to typer noder, og de er innløpskummer og utløp. For innløpskummene ble innvendig kotehøyde for bunn av kum satt slik at helningen på overvannsrørene ble 1 %. Kumdybde ble satt til 2 m med initiell vanndybde 0 m. For de modellerte nedbørhendelsene skulle ledningene ha tilstrekkelig kapasitet til å ta unna vannet, så tillatt vanndybde over kummenes topp og tillatt oversvømt areal på overflaten ble satt til 0 m.

Utløpsnoderens funksjon var å lede vannet ut uten å lage en flaskehals, så utløpstype ble satt til «Free». Innvendig kotehøyde for bunn av kum ble satt slik at helningen på overvannsrørene ble 1 %.

6.2.4 Ledninger

For hver ledning, kalt *link* i Mike Urban, ble det gitt et fall på 1 % og et Manningstall på 100, begge hentet fra Tabell 405.4 i Statens Vegvesen (2014). Alle ledninger har fått sirkulær form og stor nok diameter til at vannet kan tas unna uten kapasitetsproblemer.

6.2.5 Simulering

I Mike Urban må det angis tidssteg for både vått og tørt vær samt for beregning av avrenning og for ruting. Alle disse ble satt til 1 s. *Reporting time step* ble satt til 10 s, dvs. at vannføringer ble skrevet til resultatfilen hvert tiende sekund.

¹*Slope* er ikke en parameter satt av Bruker, men kotehøyder på kummer settes slik at ledningene får en helning på 1 %.

6.2 Vannmengdeberegninger – Mike Urban

	Parameter i Mike Urban	Verdi
Nedbør	Varighet	20 min
	Intensitet	6 mm/h
Nedbørsfelt og overflateruting	Ground slope	3 %
	Imperviousness	92 %
	Impervious M	70
	Pervious M	25
	Imperv. d. storage	1,00 mm
	Perv. d. storage	3,00 mm
	% DCIA w/o d. storage	0 %
	Subarea routing	IMPERV
	Percent routed	100 %
Noder	Invert level	Varierende
	Max depth	2,00 m
	Initial depth	0 m
	Surcharge depth	0 m
	Ponded area	0 m
	Outfall type (kun utløpsnoder)	FREE
Ledninger	Conduit shape	Circular
	Geometric depth (diameter)	Varierende
	Manning roughness	100
	Exit loss coeff.	1,00
	Entry loss coeff.	1,00
	Initial flow	0 l/s
	Slope ¹	1 %
Simulering	Reporting time step	10 s
	Runoff time step, wet weather	1 s
	Runoff time step, dry weather	1 s
	Routing simulation model type	Dynamic wave
	Routing time step	1 s

Tabell 6.1: Parametere brukt i vannmengdeberegningene.

6.3 Vannkvalitetsberegninger – Excel

Excel-modellen er en forenklet modell for simulering av forurensningskonsentrasjoner gjennom en nedbørshendelse. Hensikten med å lage modellen var å gjøre tilgjengelig en enklere måte å gjøre vannkvalitetsberegninger, med lett tilgjengelige verktøy. Modellen tar inn avrenningsdata fra et nedbørsfelt og benytter funksjoner for oppbygning og avvasking av forurensninger til å beregne konsentrasjoner av den utvalgte forurensende komponenten gjennom nedbørshendelsen.

Modellen kan kun fylle inn data for, og gjøre beregninger på, én forurensning av gangen, men modellen trenger ikke tid til å «kjøre». For å endre forurensende komponent trenger Bruker kun å endre navn på forurensningen og fylle inn korresponderende verdier for koeffisientene til de funksjonene som skal benyttes, og så vil konsentrasjonene endres umiddelbart.

Excel-modellen benytter de samme oppbygnings- og avvaskingsfunksjonene som SWMM-motoren. I det følgende, og i modellen, benevnes oppbygning av forurensninger på overflaten ved *buildup* og angis med bokstaven *B*, mens avvasking av forurensninger ved nedbør benevnes ved *washoff* og angis med bokstaven *W*. Buildup- og washoff-funksjonene er hentet fra SWMM brukermanual (Rossmann 2010).

6.3.1 Buildup-funksjonen

I tørrvær vil forurensninger akkumuleres på overflaten i nedbørsfeltet. Hvor fort denne akkumuleringen skjer i modellen, og hvor stor oppbygningen av forurensningene er ved simuleringens start, avhenger av buildup-funksjonen. *B* angir oppbygningen som *masse per arealenhet*, og uttrykkes i modellen med kg/ha. *B*-funksjonen regner ut oppbygningen ved tiden *t* der *t* = 0 når forrige avrenningshendelse slutter og overflatene i nedbørsfeltet antas å være rene. Modellen benytter tre *B*-funksjoner:

- Potensfunksjonen
- Eksponentialfunksjonen
- Metningsfunksjonen

Potensfunksjonen

Potensfunksjonen er den som i SWMM kalles *Power Function*, og den er vist i Ligning (6.1).

$$B = \text{Min} (C_1, C_2 t^{C_3}), \quad (6.1)$$

der

B = buildup (oppbygning) av forurensninger [kg/ha]

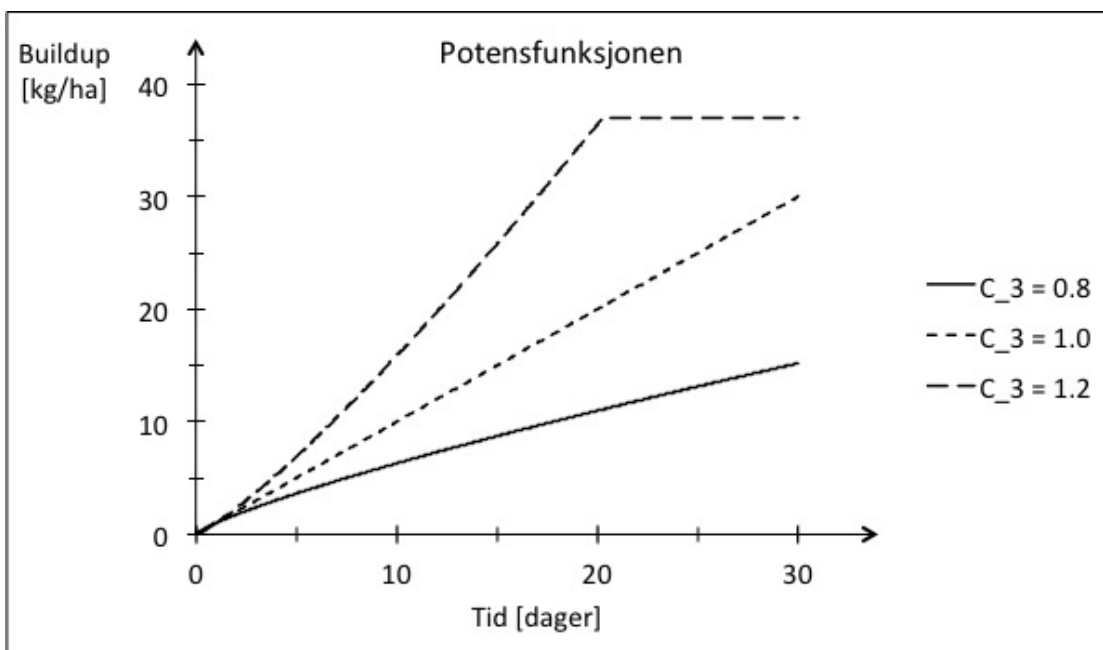
C_1 = maksimal tillatt buildup i modellen [kg/ha]

C_2 = buildup-hastighet [kg/(ha d)]

t = tid (antall dager) [d]

C_3 = tidsekspont.

Potensfunksjonen er særlig sensitiv for valg av tidsekspont. Det er derfor viktig å innhente nok data til at man kan anslå koeffisientene så nøyaktig som mulig. Figur 6.3 viser potensfunksjonen med tre forskjellige verdier for C_3 , hhv. 0.8, 1.0 og 1.2. C_1 er satt til 37 kg/ha, C_2 er satt til 1 kg/(ha d). Når C_3 er satt lik 1.0 gir potensfunksjonen en lineær vekst i buildup.



Figur 6.3: Potensfunksjonen med $C_1 = 37$ kg/ha, $C_2 = 1$ kg/(ha d) og varierende verdier for C_3 .

Eksponentialfunksjonen

Eksponentialfunksjonen kalles i SWMM for *Exponential Function*, og denne funksjonen lar B følge en eksponentiell vekstkurve med kraftigst vekst i starten av tørrværsperioden, før den så går asymptotisk mot en grenseverdi. Ligning (6.2)

6 Metode

viser funksjonen.

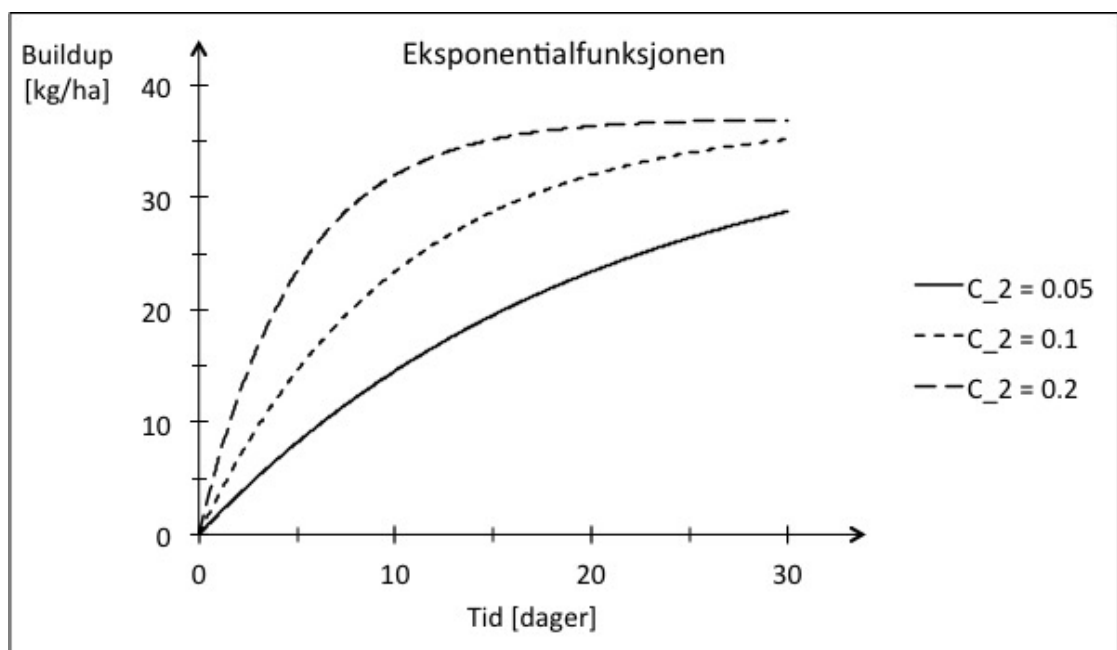
$$B = C_1 (1 - e^{-C_2 t}), \quad (6.2)$$

der

C_1 = maksimal tillatt buildup i modellen [kg/ha]

C_2 = hastighetskonstant for buildup [1/d].

Som for potensfunksjonen er C_1 største tillatte verdi for B. C_1 er også grenseverdien som funksjonen går mot. Som potensfunksjonen er også eksponentialfunksjonen følsom for valg av koeffisienter, så gode anslag er viktig for å få gode resultater. Figur 6.4 viser eksponentialfunksjonen med C_1 satt til 37 kg/ha og med tre verdier for C_2 .



Figur 6.4: Eksponentialfunksjonen med $C_1 = 37$ kg/ha og varierende verdier for C_2 .

Metningsfunksjonen

Metningsfunksjonen, eller *Saturation Function* som den heter i SWMM, gir en tilnærmet lineær vekst i buildup i starten av tørrværsperioden, før den så går med kontinuerlig avtakende hastighet mot en metningsverdi. Ligning (6.3) viser funksjonen.

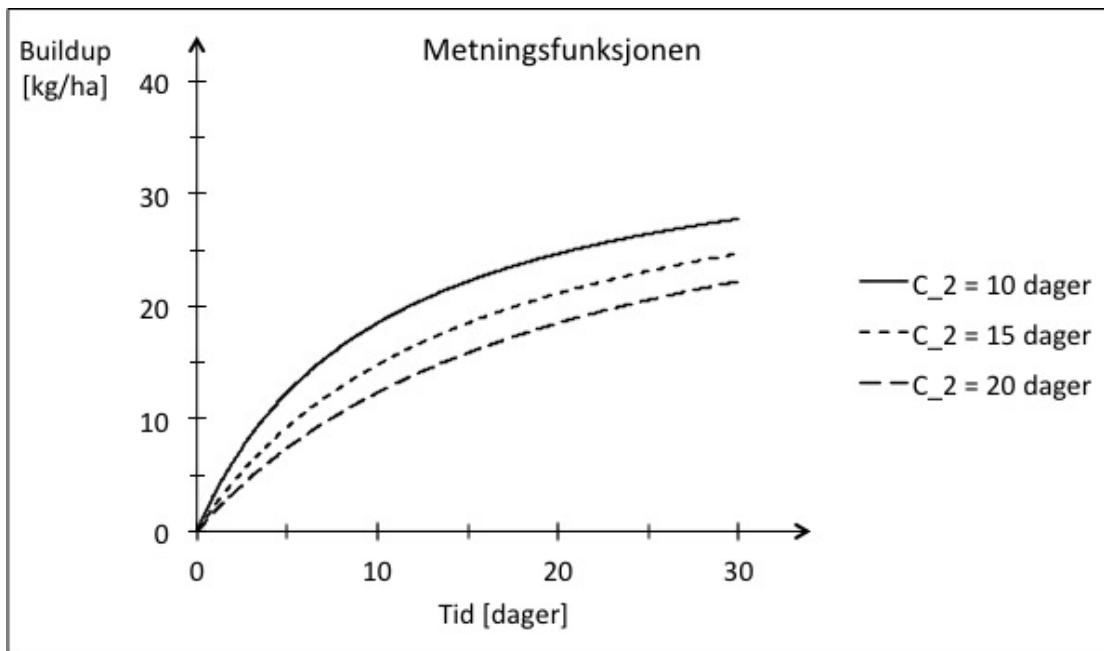
$$B = \frac{C_1 t}{C_2 + t}, \quad (6.3)$$

der

C_1 = maksimal tillatt buildup i modellen [kg/ha]

C_2 = halvmetningskonstanten (antall dager til halvparten av maksimal tillatt buildup) [d].

Figur 6.5 viser metningsfunksjonen med C_1 lik 37 kg/ha og tre verdier for halvmetningskonstanten C_2 .



Figur 6.5: Metningsfunksjonen med $C_1 = 37$ kg/ha og varierende C_2 .

6.3.2 Washoff-funksjonen

Når det så kommer nedbør vil den akkumulerte oppbygningen av forurensninger begynne å vaskes av. Avvaskingen beskrives i modellen av washoff-funksjonen som regner ut avvasking som en funksjon av avrenning. Avvaskingen pågår så lenge det er forurensninger igjen på overflatene i nedbørsfeltet. I SWMM kan Bruker velge blant tre W-funksjoner, men i Excel-modellen er *Exponential-Washoff-funksjonen* utelatt. I Excel-modellen er det kun lagt inn én W-funksjon, kalt *Washoff*, men den dekker til gjengjeld begge de gjenværende W-funksjonene i SWMM. Tabell 6.2 viser hvilke W-funksjoner som er med i modellene. I det følgende forklares Excel-modellen avvaskingsfunksjon samt hvordan de to inkluderte W-funksjonene fra SWMM dekkes av denne.

Type W-funksjon	Navn i modellen	
	SWMM	Excel-modellen
Eksponentiell	Exponential Washoff	–
Avrenningskurve	Rating Curve Washoff	Washoff
Konstant konsentrasjon	Event Mean Concentration	Washoff ($C_2 = 1.0$)

Tabell 6.2: Washoff-funksjoner i SWMM og Excel-modellen.

Washoff

Washoff er en funksjon av avrenningen, Q , og angir avvaskingen i *masse per tidsenhet*, proporsjonalt med avrenningen opphøyd i en potens. Funksjonen er vist i Ligning (6.4).

$$W = C_1 Q^{C_2}, \quad (6.4)$$

der

W = avvaskingshastighet [mg/s]

C_1 = avvaskingskoeffisienten [mg/l]

Q = avrenningen fra feltet [l/s]

C_2 = avvaskingseksponenten.

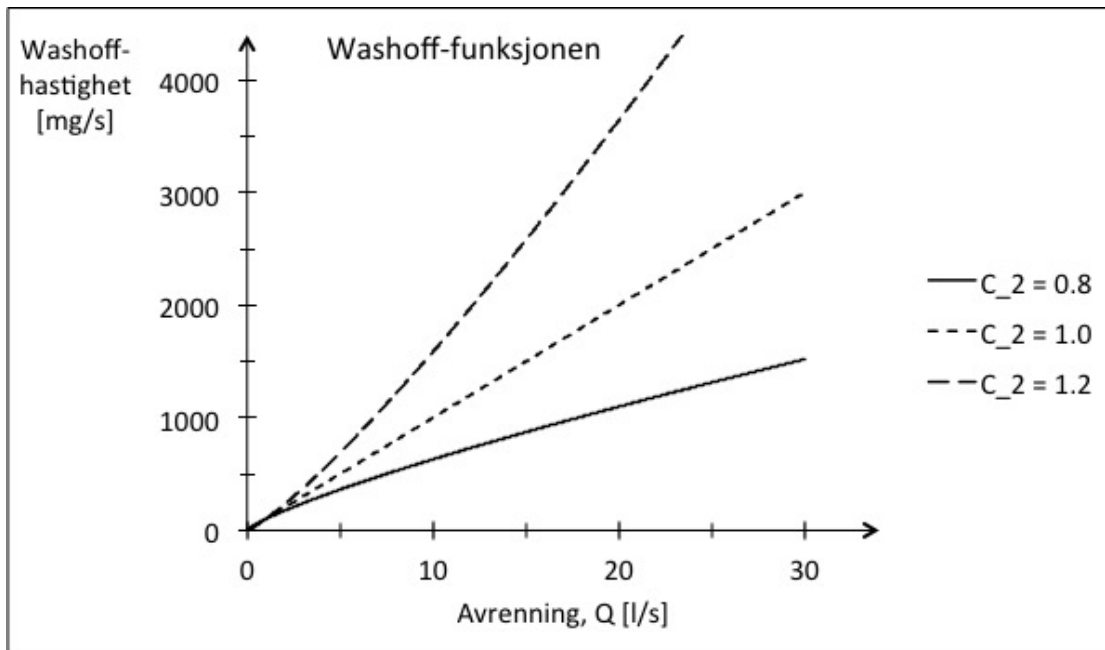
Washoff-funksjonen kalles i SWMM *Rating Curve Washoff* og er altså en funksjon av avrenningen. Dersom det velges en avvaskingseksponent (C_2) større enn 1.0 vil modellen beregne en forurensningskonsentrasjon i avrenningen som øker når Q øker. En større Q vil da altså vaske med seg mer buildup per liter enn en mindre Q . Motsatt blir det dersom avrenningseksponenten settes mindre enn 1.0. Da vil en mindre avrenning vaske bort mer buildup per liter enn en større avrenning.

Når C_2 settes lik 1.0 vil avvaskingen i modellen være proporsjonal med avrenningen, og konsentrasjonen av en bestemt forurensning vil være like stor i vannet som renner av, uavhengig av størrelse på Q , så lenge det er buildup igjen i modellen. Denne funksjonen har fått et eget navn i SWMM, der den kalles *Event Mean Concentration*, og er et spesialtilfelle av *Rating Curve Washoff*.

6.3.3 Modellens oppbygning og nødvendige data

Modellen er delt inn i fire områder:

- Inndata
- Buildup
- Washoff



Figur 6.6: Washoff-funksjonen med $C_1 = 100$ mg/l og varierende C_2 .

- Beregninger

I Inndata-området må Bruker fylle inn de nødvendige generelle data. Disse er:

- Areal av nedbørsfelt [ha]
- Dager siden forrige nedbørshendelse
- Arealbruk
- Lengde tidssteg [s]
- Forurensning

Dager siden forrige nedbørshendelse brukes av modellen til å regne ut buildup ved simuleringens start. *Lengde tidssteg* er lengden på tidsstegene i serien med avrenningsdata som Bruker må legge inn i Beregninger-området. *Forurensning* er navnet på den forurensende komponenten modellen skal simulere konsentrasjonene av.

I Buildup-området fyller Bruker koeffisientene for de forskjellige B-funksjonene inn i de hvite cellene. Modellen starter med et sett koeffisienter for alle B-funksjonene, og dersom en hvit celle blir stående tom brukes denne koeffisientens startverdi. Det er kun nødvendig å justere koeffisienter for den B-funksjonen som skal benyttes da de ikke påvirker hverandre.

I Washoff-området fyller Bruker koeffisientene for de forskjellige W-funksjonene inn i de hvite cellene. Også her starter modellen med et sett startverdier som

benyttes dersom en hvit celle blir stående tom. For beskrivelse av de forskjellige B- og W-funksjonene og de tilhørende koeffisientene, se Avsnitt 6.3.1 og 6.3.2.

I Beregninger-området utføres beregningene for alle tidsstegene i tidsserien. Her må Bruker legge inn en dataserie med avrenningsdata fra et nedbørsfelt. Denne legges inn i de to første kolonnene til venstre med overskriftene *Tid [s]* og *Q [l/s]*, og enhetene i dataserien må være hhv. sekunder og liter per sekund. Tid oppgis i sekunder siden simuleringens start, og dersom Bruker importerer en dataserie der den venstre kolonnen har klokkeslett må disse verdiene gjøres om manuelt.

6.3.4 Modelleringssteg

De første beregningene gjøres i Buildup-området. Her regner modellen ut initiell buildup ved simuleringens start med utgangspunkt i *Dager siden forrige nedbørshendelse*. Initiell buildup kan endres manuelt av Bruker. Videre regner modellen ut en ΔB per tidssteg. Dette er en liten økning i buildup som skjer hvert tidssteg, og den antas å være konstant for hele simuleringssperioden. Vekstraten for buildup varierer avhengig av allerede akkumulert buildup, og akkumulert buildup kan igjen relateres til tiden som har gått siden akkumuleringen startet. Her angis den akkumuleringstiden som legges til grunn når ΔB skal beregnes. Dersom Bruker lar cellen stå tom vil modellen bruke halvparten av *Dager siden forrige nedbørshendelse* som Bruker fyller inn i Inndata-området. ΔB regnes ut slik:

1. Modellen beregner B_i ved tidssteg nummer i , ved den valgte tiden, t .
2. Modellen beregner B_{i+1} , altså B ved neste tidssteg.
3. Modellen beregner ΔB :

$$\Delta B = B_{i+1} - B_i \quad (6.5)$$

I Washoff-området gjøres ingen beregninger, men koeffisientene herfra brukes til å beregne washoff i neste del av modellen.

Tidsseriene beregnes i Beregninger-området. For hvert tidssteg beregnes buildup ved starten av tidssteget, endring i buildup gjennom tidssteget, washoff og konsentrasjon av forurensninger i avrenningen, samt buildup ved slutten av tidssteget. I det følgende gis en mer detaljert beskrivelse av modelleringsstegene. I tidssteg 0 gjøres ingen beregninger, men dette er lagt inn for at grafene skal starte på null.

Tidssteg 1

1. For buildup regnes det ut to verdier ved starten av tidssteget:
 - a) B [kg/ha] settes lik initiell buildup fra Buildup-området.

b) B_{tot} [kg] er den totale buildup i nedbørsfeltet og finnes ved at modellen multipliserer B med *areal av nedbørsfelt*.

2. Deretter gjør modellen en mellomregning på buildup:

a) B_{int} [kg/ha] er en mellomverdi for buildup.

$$B_{int} = \text{Min}(C_1, b + \Delta B) \quad (6.6)$$

b) $B_{int,tot}$ [mg] er en mellomverdi for total buildup, men oppgis i mg for å ha samme enheter som washoff.

$$B_{int,tot} = B_{int} \times \text{areal av nedbørsfelt} \times 10^6 \text{ mg/kg} \quad (6.7)$$

3. For Washoff regnes det ut fire verdier. De tre første er washoff-verdier for det aktuelle tidssteget, den siste er akkumulert washoff så langt i simuleringen.

a) W_{rate} [mg/s] beregnes ved bruk av washoff-funksjonen.

b) W_{masse} [mg] angir total mengde som vaskes av i det aktuelle tidssteget. Denne verdien kan ikke være større enn tilgjengelig buildup, så følgende if-løkke ble benyttet:

```

if B_int_tot > W_rate x Lengde tidssteg
    W_masse = W_rate x Lengde tidssteg
else
    W_masse = B_int_tot
end

```

c) *Konsentrasjon* [mg/l] er konsentrasjonen av den aktuelle forurensningen i avrenningen i det aktuelle tidssteget.

$$\text{Konsentrasjon} = \frac{W_{masse}}{\text{lengde tidssteg} \times Q} \quad (6.8)$$

d) $W_{akkumulert}$ er akkumulert washoff så langt i simuleringen.

4. Til slutt beregnes buildup ved tidsstegets slutt. To verdier beregnes:

a) Total buildup i nedbørsfeltet, B_{tot} [kg].

$$B_{tot} = (B_{int,tot} - W_{masse}) \times 10^{-6} \text{ kg/mg} \quad (6.9)$$

b) Buildup ved tidsstegets slutt, B [kg/ha].

$$B = \frac{B_{tot}}{\text{Areal av nedbørsfelt}} \quad (6.10)$$

Tidssteg 2 og oppover

For tidssteg 2 og oppover beregnes de samme verdiene som i tidssteg 1.

1. Buildup ved starten av tidssteget:
 - a) B settes lik buildup fra slutten av forrige tidssteg.
 - b) B_{tot} : Som i tidssteg 1.
2. Mellomregningen på buildup gjøres som i tidssteg 1.
3. Verdiene for washoff beregnes som i tidssteg 1.
4. Verdiene for buildup ved tidsstegets slutt beregnes som i tidssteg 1.

6.3.5 Valg av koeffisienter til simuleringene

For å kunne gjennomføre disse simuleringene var det nødvendig å gjøre noen valg av koeffisienter. Når virkelige tilfeller skal modelleres bør det tas prøver og gjøres undersøkelser, da konsentrasjoner, oppbygningshastighet og andre parametere vil kunne variere betraktelig. Feltene som har blitt modellert i denne oppgaven er fiktive, og det er forsøkt å finne realistiske koeffisienter og parametere. Da koeffisientene ble valgt ble de typiske forurensningsbelastningene i Tabell 5.1 lagt til grunn. Arealbruk i de modellerte feltene er parkering.

Koeffisienter til buildup-funksjonen

Til simuleringene i denne oppgaven ble det besluttet å bruke potensfunksjonen som buildup-funksjon, så tre koeffisienter måtte velges. Det antas lineær oppbygning slik at buildup er proporsjonal med tiden som har gått siden forrige regnskyll (som antas å ha vasket bakken ren). C_3 settes derfor lik 1.0 for alle forurensninger.

Buildup-hastigheten, og dermed koeffisienten C_2 , avhenger av årlig forurensningsbelastning, og dermed av både arealbruk og hvilken forurensende komponent en ser på. I denne oppgaven finnes den daglige buildup ved å dividere årsbelastning på antall dager per år. Eksempel på beregning av C_2 for totalt suspendert stoff (TSS) vises i Ligning (6.11). Årsbelastningen på 450 kg/(ha år) er hentet fra Tabell 5.1.

$$C_{2,TSS} = \frac{450 \text{ kg}/(\text{ha år})}{365 \text{ d/år}} = 1,23 \text{ kg}/(\text{ha d}) \quad (6.11)$$

Det er antatt at tørrværsperiodene forut for de simulerte nedbørshendelsene ikke er lange nok til at buildup nærmer seg den maksimale tillatte verdi. C_1 er derfor satt slik at den ikke virker inn på simuleingene.

Koeffisienter til washoff-funksjonen

For valg av koeffisienter til washoff-funksjonen er SMC-verdiene i Tabell 3.1 lagt til grunn. Denne tabellen mangler data for parkeringsplasser, og det er da antatt at forholdet mellom SMC-verdiene for parkeringsplasser og boligområder tilsvarer forholdet mellom årlig forurensningsbelastning for de samme typene arealbruk, hentet fra Tabell 5.1. I Ligning (6.12) vises beregning av antatt SMC-verdi for TSS.

$$\begin{aligned}\frac{450}{270} &= \frac{\text{SMC}_{TSS}}{101} \\ \text{SMC}_{TSS} &= \frac{450}{270} \times 101 \\ \text{SMC}_{TSS} &= 168 \text{ g/m}^3\end{aligned}\tag{6.12}$$

C_1 settes lik SMC. Det antas videre en avvaskingsekspONENT, C_2 , på 1,1.

6.4 Initiell plan for gjennomføring

Mike Urban er et program med mulighet til å inkludere mange parametere i simuleringene, herunder forurensninger. Det var mulighet for å få en studentlisens av DHI, og det ble derfor bestemt at Mike Urban skulle brukes til simuleringene i denne oppgaven. Den initielle planen var ved hjelp av Mike Urban å modellere noen enkle, fiktive nedbørsfelt og deretter simulere avrenning og forurensningskonsentrasjoner ved nedbørshendelser etter en viss tid med tørrvær.

Med Mike Urban følger det også en rekke manualer, blant annet en tutorial-manual (manual med beskrivelse av fremgangsmåte for modellering av noen bestemte tilfeller). Det ble imidlertid ikke funnet noen steg-for-steg-beskrivelser av simuleringer der overvannskvalitet var inkludert, verken for SWMM5-motoren eller for MOUSE-motoren. Det ble valgt å bruke SWMM5-motoren, fordi SWMM5-manualen var tilgjengelig på internett med et steg-for-steg-eksempel for beregning av forurensninger i avrenning. Støttet av disse manualene ble dermed det første feltet modellert, og vannmengdeberegningene ga gode resultater. Når forurensningene skulle inkluderes oppstod det derimot problemer. Mike Urban har sitt eget brukergrensesnitt, og beskrivelsene i SWMM5-manualen var ikke nok til at forfatteren greide å få simuleringene til å gi resultater.

Det ble dermed gjort tilsvarende forsøk med MOUSE-motoren. Også her inneholder manualene gode beskrivelser av hvordan vannmengdeberegningene skulle gjennomføres, uten tilsvarende for overvannskvalitet. Resultatet ble derfor det samme som for SWMM5-motoren, med suksessfulle simuleringer av vannmengder, men ingen resultater når vannkvalitet ble inkludert.

Med en studentlisens føler ingen avtale om veiledning, og det gikk for lang tid før prosedyre for spørsmålsstilling, samt hvor og hvordan man skulle henvende seg, ble

6 Metode

avklart. Et tips til studenter som i fremtiden ønsker å benytte seg av tilsvarende program er å avklare dette før man starter arbeidet og slik unngå unødvendig bruk av tid.

Etter å ha brukt en ikke ubetydelig del av tiden på prøving og feiling, uten å oppnå resultater, ble det besluttet å bruke de hydrologiske resultatene fra Mike Urban og heller lage en forenklet Excel-modell for beregning av vannkvalitet. Dette er den endelige metoden som er beskrevet over.

Kapittel 7

Resultater

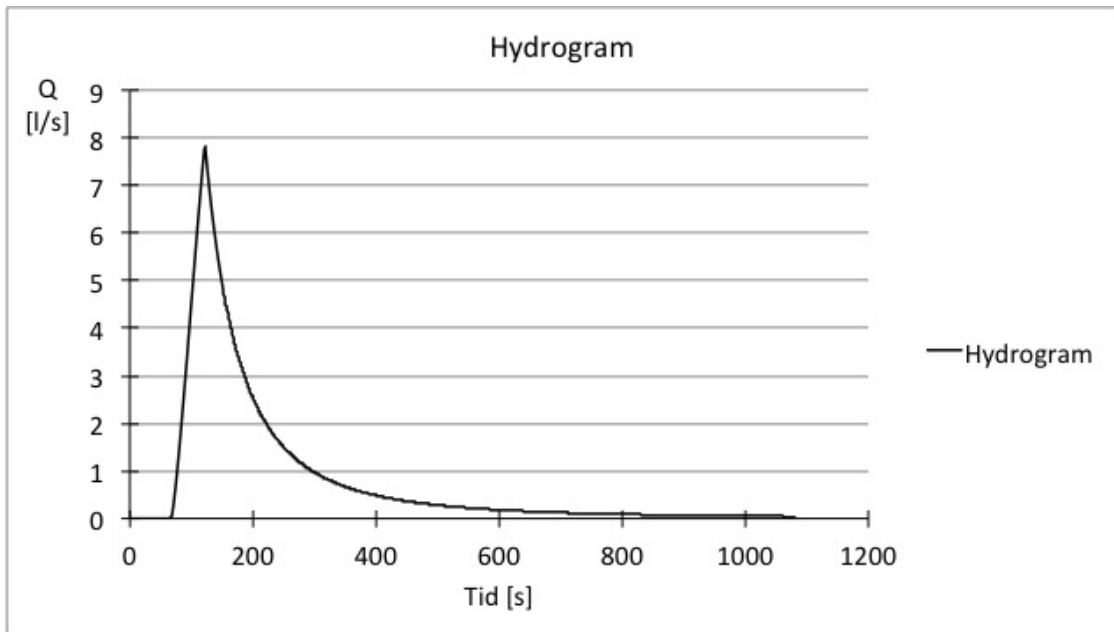
7.1 Parkeringsplass på 1,00 ha

Dette nedbørsfeltet er en parkeringsplass på 1,00 ha, og antall dager siden forrige nedbørshendelse er satt til 14 dager. Nedbørsfeltet er kvadratisk med ett sluk langs den ene kanten.

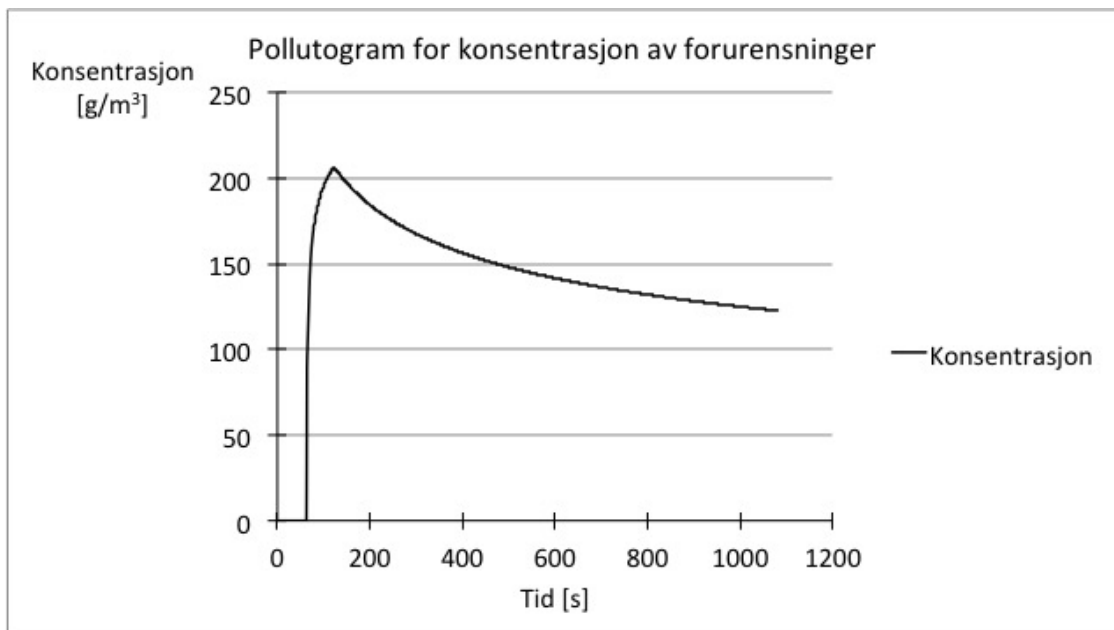
7.1.1 Simulering 1

Den forurensende komponenten det ses på i denne simuleringen er TSS. Koeffisientene til buildup-funksjonen er $C_1 = 37$ kg/ha, $C_2 = 1,23$ kg/(ha d) og $C_3 = 1,00$. Koeffisientene for washoff-funksjonen er $C_1 = 168$ mg/l og $C_2 = 1,1$.

7 Resultater

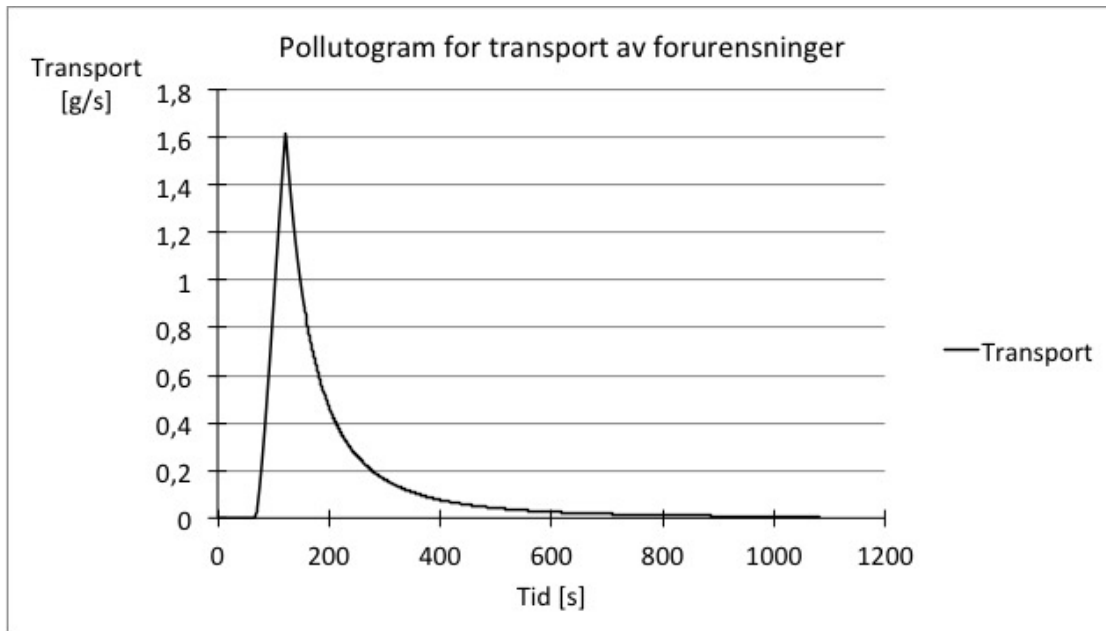


Figur 7.1: Simulering 1 – hydrogram.

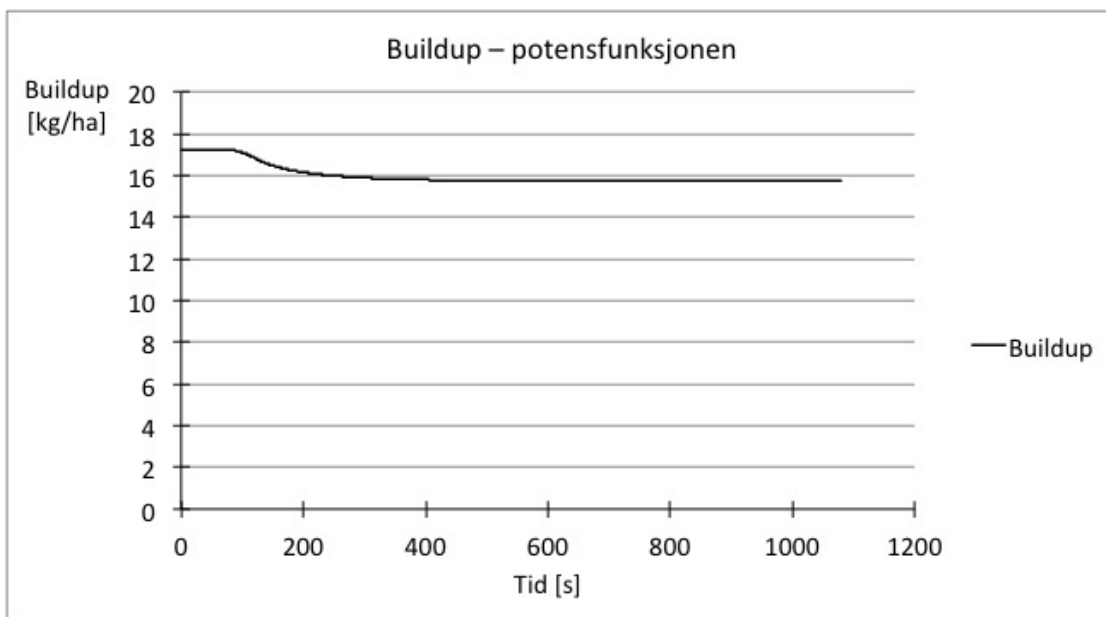


Figur 7.2: Simulering 1 – pollutogram for konsentrasjon av TSS.

7.1 Parkeringsplass på 1,00 ha

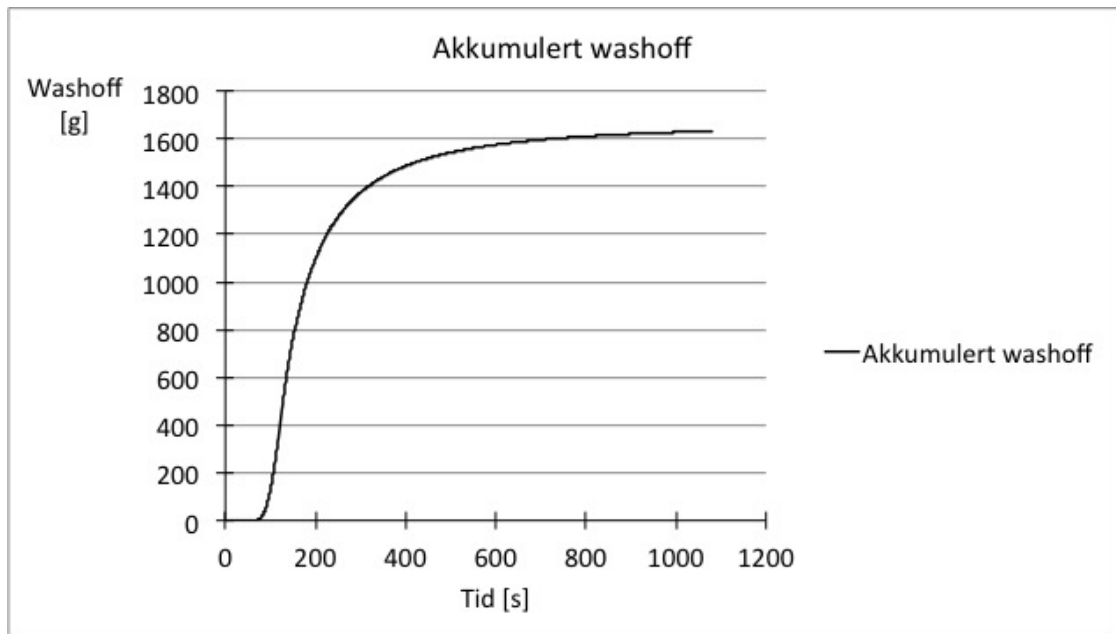


Figur 7.3: Simulering 1 – pollutogram for transport av TSS.



Figur 7.4: Simulering 1 – buildup av TSS.

7 Resultater

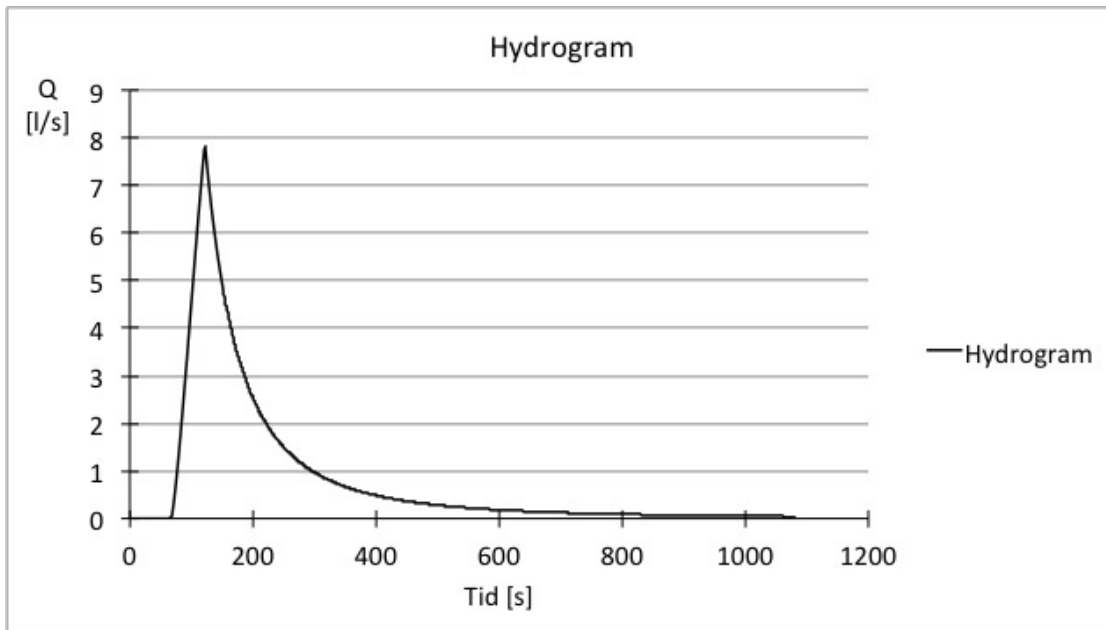


Figur 7.5: Simulering 1 – washoff av TSS.

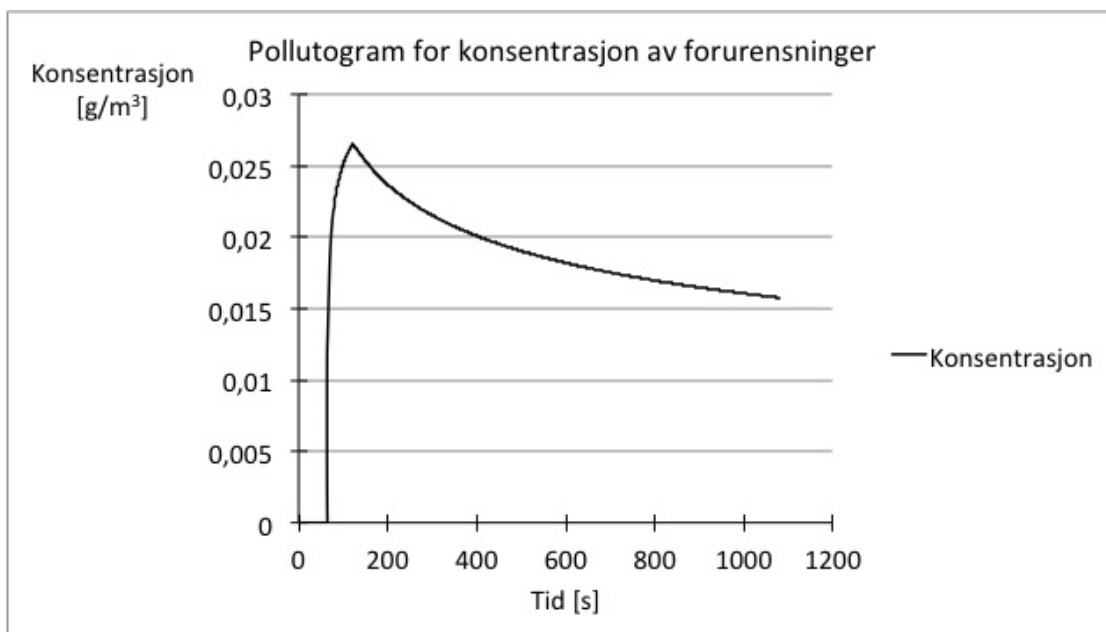
7.1.2 Simulering 2

Den forurensende komponenten det ses på i denne simuleringen er Pb. Koeffisientene til buildup-funksjonen er $C_1 = 0,1$ kg/ha, $C_2 = 2,47 \times 10^{-3}$ kg/(ha d) og $C_3 = 1,00$. Koeffisientene for washoff-funksjonen er $C_1 = 0,0216$ mg/l og $C_2 = 1,1$.

7.1 Parkeringsplass på 1,00 ha

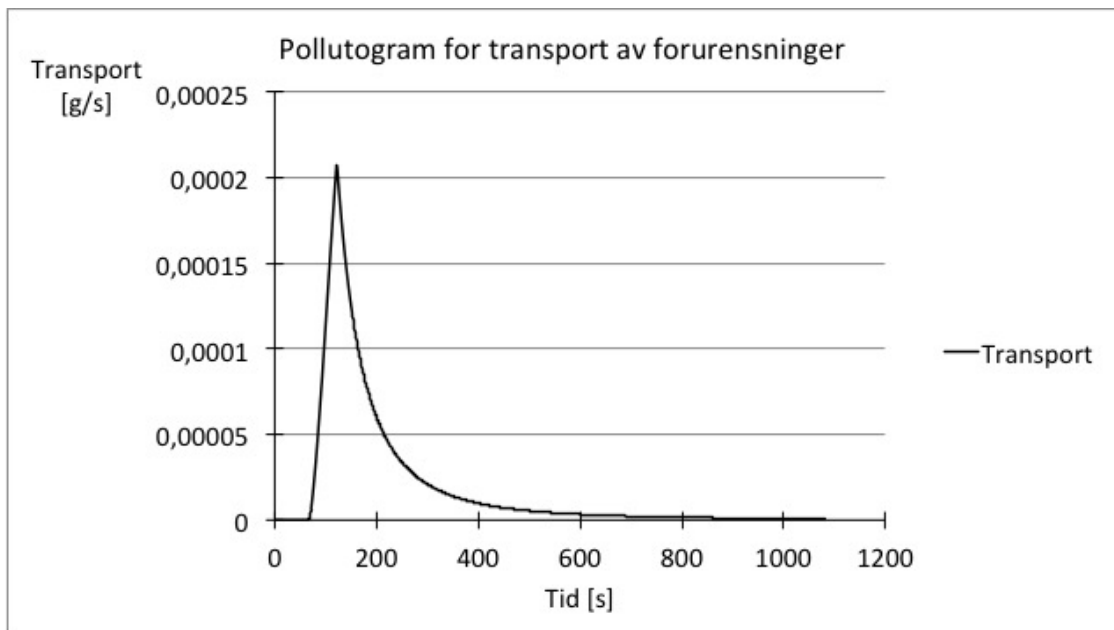


Figur 7.6: Simulering 2 – hydrogram.

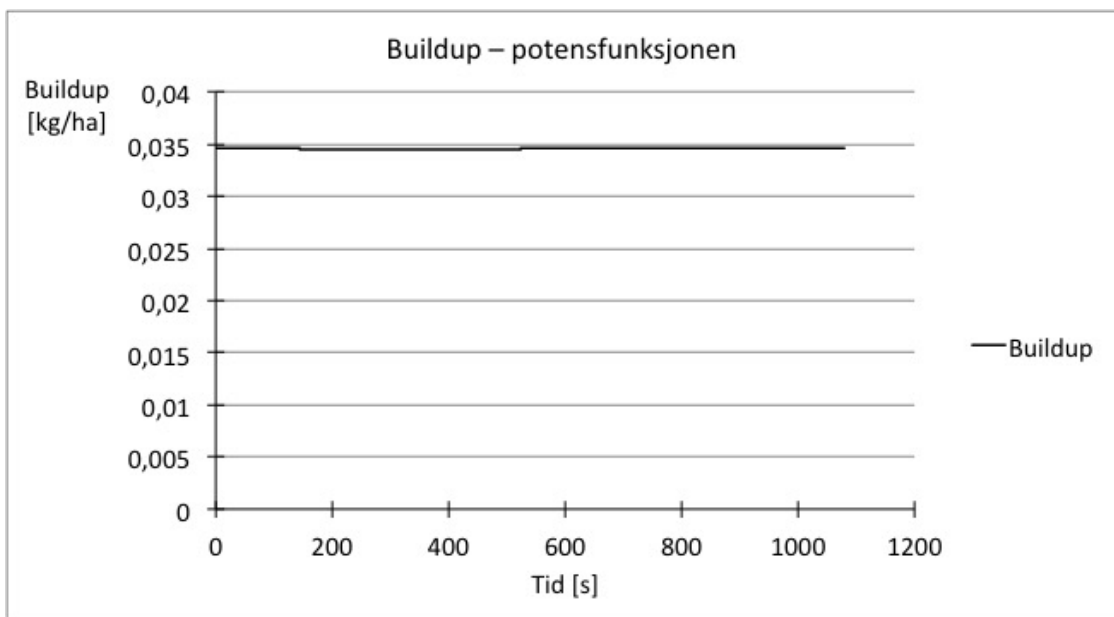


Figur 7.7: Simulering 2 – pollutogram for konsentrasjon av Pb.

7 Resultater

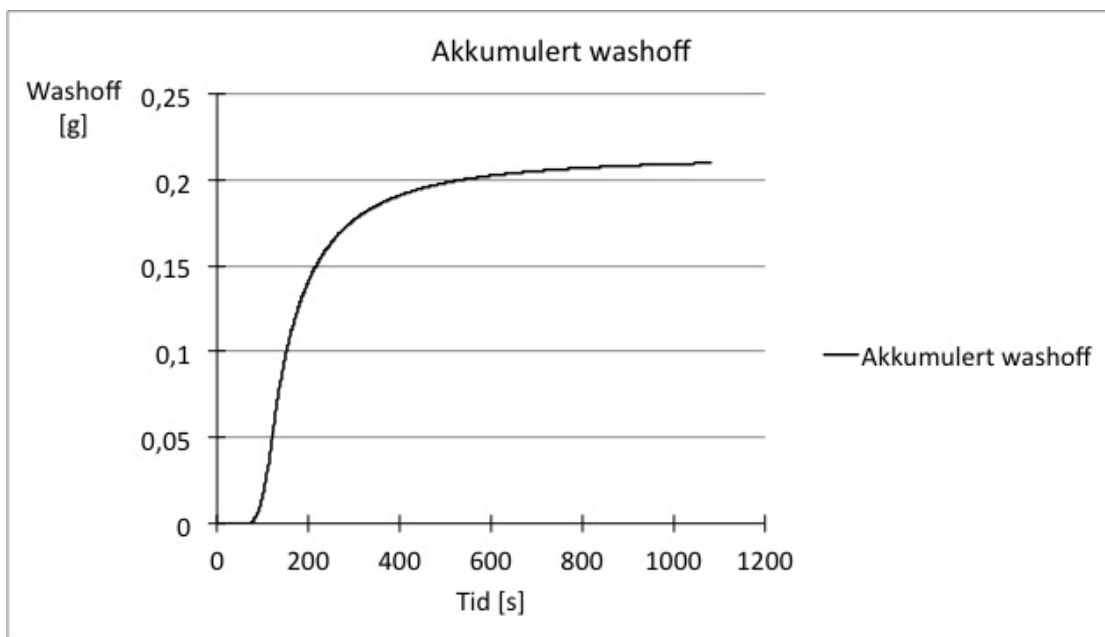


Figur 7.8: Simulering 2 – pollutogram for transport av Pb.



Figur 7.9: Simulering 2 – buildup av Pb.

7.1 Parkeringsplass på 1,00 ha



Figur 7.10: Simulering 2 – washoff av Pb.

Diskusjon

8.1 Excel-modellen og de gjennomførte simuleringene

8.1.1 Forenklinger

Det er i denne oppgaven foretatt to simuleringer av en nedbørshendelse på et kvadratisk nedbørsfelt på 1,00 ha. Det er gjort en del forenklinger i modelleringen. Blant annet er det kun ett sluk, og det er altfor lite på et så stort felt. Dette oppsettet ble valgt, fordi Excel-modellen ikke kan rute forurensninger gjennom et ledningsnett med mer enn ett rør.

Det er videre antatt ingen infiltrasjon gjennom grunnen i nedbørsfeltet. I virkeligheten vil noe av vannet infiltreres, og medfølgende forurensninger vil kunne forsvinne ut av systemet på denne måten. Forurensning av grunnvann og jordsmonn er ikke med i modellen.

8.1.2 Antakelser

Det ble gjort en del antakelser i arbeidet med denne oppgaven. Forurensningskonsentrasjoner i overvann vil variere svært mye, både fra sted til sted, men også fra nedbørshendelse til nedbørshendelse på samme sted, samt innad i samme nedbørshendelse. Forfatteren har valgt ut konsentrasjoner og koeffisienter etter beste evne, men disse parametrene vil kunne variere mye fra nedbørsfelt til nedbørsfelt. Derksom simuleringer skal brukes til å utarbeide virkelige løsninger i et nedbørsfelt bør koeffisientene til buildup- og washoff-funksjonene bestemmes ut fra datainnsamling og undersøkelser av det aktuelle nedbørsfeltet.

8.1.3 Simuleringsresultater

De to simuleringene viser begge en first-flush-effekt når det gjelder transport av forurensninger, men en mindre tydelig effekt når det gjelder konsentrasjonene. I begge tilfellene er også det meste av oppbygningen av forurensningene igjen etter at det har sluttet å regne. Det kan her tenkes at nedbørshendelsen var for kort sammenlignet med den relativt lange perioden med tørrvær før simuleringenes start, og at dette medførte at oppbygningen var for stor. Den akkumulerte mengden avvaskede forurensninger øker vesentlig mer tidlig i simuleringsperioden, sammenlignet med den flatere kurven lenger ut i hendelsen. Dette kan likevel ikke tilskrives first-flush-effekten, da avrenningen avtar etter relativt kort tid.

8.1.4 Forbedring av Excel-modellen

Slik modellen er laget nå kan man ikke enkelt veksle mellom de forskjellige buildup-funksjonene. Dette medfører en del arbeid dersom det er ønskelig å bruke en annen funksjon enn potensfunksjonen. Videre vil det også medføre litt ekstra arbeid dersom en ønsker å vise flere tidsserier i samme graf. Det kan f.eks. være interessant å sammenligne hydrogrammet for en avrenningshendelse med et av pollutogrammene, men det er ikke lagt inn noen funksjon for dette.

Kapittel 9

Konklusjon

De to simuleringene viser begge noe som kan se ut en first-flush-effekt når det gjelder transport av forurensninger, men en mindre tydelig effekt når det gjelder konsentrasjonene. Dersom en sammenligner pollutogrammet for transport med hydrogrammet, kan det ses at de følger hverandre relativt godt. Mengdene som transporteres beveger seg relativt samstemt med hydrogrammet, og en må derfor konkludere med at disse simuleringene ikke viser en tydelig uttalt first-flush-effekt. En ser dog en noe høyere konsentrasjon tidlig i avrenningshendelsen.

Referanser

- Butler, D. & Davies, J. W. (2011), *Urban drainage*, Spon Press.
- Dingman, S. L. (2008), *Physical Hydrology*, Waveland Press, Inc., Long Grove, Illinois.
- eKlima (2015), ‘*IVF-kurver for Risvollan, Trondheim*’, Rapport opprettet på: <http://www.eklima.no>. Meteorologisk institutts vær- og klimadatabase på internett. (Hentet 11. juli 2015).
- Grinden, A. (2014), *Numerical Modeling of Combined Hydraulics and Infiltration in Grassed Swales*, Masteroppgave, NTNU, Trondheim.
- Grønvold, S. E. H. (2015), *First- og last-flush-avrenning i kaldt klima*, Prosjektrapport, NTNU, Trondheim.
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. & Nielsen, A. H. (2010), *Urban and highway stormwater pollution*, CRC Press.
- IPPC (2014), ‘*Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachuri and L.A. Meyer (eds.)]’. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Johansen, T. A. (2004), *Det viktige vannet – Norsk vann- og avløpshistorie*, Interconsult ASA (Nå COWI AS).
- Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfsson, S. T., Sægrov, S., Jakobsen, G. & Aaby, L. (2008), ‘*Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering*’. Rapport nr. 162-2008. Hamar.

Referanser

- Rossmann, L. A. (2010), '*Storm Water Management Model User's Manual*', Tilgjengelig fra: <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100ERK4.pdf> (Hentet 04. mai 2015). U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.
- Statens Vegvesen (2014), '*Vegbygging*'. Håndbok N200. Vegdirektoratet.
- Statistisk sentralbyrå (2015), '*Befolkning og areal i tettsteder, 1. januar 2014*', <http://www.ssb.no/bef tett>. (Hentet 04. juni 2015).
- Store Norske Leksikon (2013), '*Klima i Norge*', https://snl.no/Klima_i_Norge. (Hentet 01. februar 2015).
- WWAP (United Nations World Water Assessment Programme) (2012), '*The United Nations World Water Development Report 4: Managing water under uncertainty and risk*'. UNESCO, Paris.
- WWAP (United Nations World Water Assessment Programme) (2015), '*The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a sustainable world*'. UNESCO, Paris.
- Ødegaard, H., Sægrov, S., Østerhus, S., Thorolfsson, S. T., Lindholm, O., Heistad, A. & Mosevoll, G. (2012), '*Vann- og avløpsteknikk*', Norsk Vann.