

# Håndtering av forurenset overvann i Norge – Analyse av et prosjektområde i Asker kommune ved hjelp av programvaren StormTac

Managing Polluted Stormwater in Norway  
– A Case Analysis in Asker Municipality Using the  
Modelling Software StormTac

**Trondheim Mai 2020**

Mehdi Yahyavi  
Mirjam Gieselmann  
Sverre Steffensen

Intern veileder:  
Rolf Edvard Petersen

Ekstern veileder:  
AFRY

Prosjektnummer:  
26 - 2020

Rapporten er ÅPEN



Fakultet for ingeniørvitenskap

Institutt for bygg- og miljøteknikk

## **Problemdefinering<sup>1</sup>**

Prosjektet har som mål å utrede for dagens situasjon for rensing av overvann i Norge, samt utrede funksjon og relevans av programvaren StormTac. Prosjektet skal også simulere renseløsninger for overvannshåndtering langs Slemmestadveien (eller deler av Slemmestadveien), ved hjelp av StormTac. Dette skal leveres i en sammenhengende rapport.

Prosjektet har en tredelt struktur. Tittelen er «Håndtering av forurenset overvann i Norge - Analyse av et prosjektområde i Asker kommune ved hjelp av programvaren StormTac.»

Del 1 tar for seg forurensning og rensing av overvann i Norge med konsekvenser for resipienter, renskrav og tiltak/metoder for rensing.

Del 2 tar for seg programvaren StormTac.

Del 3 beskriver anvendelsen av StormTac i et overvannsprosjekt med overvannshåndtering ved Slemmestadveien. Prosjektområdet ligger i Asker kommune.

### **Stikkord fra prosjektet:**

Rensing av overvann,  
Overvannshåndtering og tiltak,  
StormTac, Simulering,  
Slemmestad, Asker kommune

---

<sup>1</sup> Avvik fra opprinnelig prosjektbeskrivelse

## FORORD

Denne bacheloroppgaven utgjør en avslutning på det treårige byggingeniørstudiet ved Institutt for bygg- og miljøteknikk ved NTNU i Trondheim. Vi ønsket å skrive en bacheloroppgave omhandlende overvannshåndtering. Valg av tema var derfor relativt enkelt, når vi gjennom AFRY ble kjent med forurensningsproblematikken innen overvannshåndtering og bruk av StormTac som et digitalt verktøy. Begeistringen ble stadig høyere jo mer vi jobbet med temaet, noe som ikke endret seg selv om vi brått måtte gå over til hjemmekontor og videosamtaler på grunn av Covid-19. Læringsutbyttet gjennom de ulike teoretiske og praktiske fasene av arbeidsprosessen har vært stort, og vi har lært mye om faget, ulike arbeidsmetoder, samarbeid og hverandre.

Vi ønsker å takke våre eksterne veiledere hos AFRY, Fernando Perez-Fernandez og Thomas Holmsberg, og resten av Trondheimskontoret for deres tid, støtte, tillitt og gjestfrihet. Takk for hyggelige lunsjpauser og morsomme kontor-stretch (pre-korona). Vi vil rekke en spesiell takk til vår hovedveileder, Ylva Stenström, for hennes tålmodighet og kontinuerlige støtte. Hun har vært en utrolig kilde til kunnskap og motivasjon gjennom hele arbeidsprosessen.

Takk til vår interne veileder, Rolf Edvard Petersen, for hans støtte, interesse og fleksibilitet gjennom bachelorarbeidet. Han har inspirert oss med begeistringen for VA-faget og hans engasjement for oss studenter. Vi setter stor pris på alt han har gjort for oss den siste tiden og i året med studieretning Teknisk Planlegging.

Takk til Lars Kristian Selbekk og Mari Haugen for innspill til oppgaven, takk til bedriftene og institusjonene som svarte på våre henvendelser, og takk til de rundt oss for støtten.

## ABSTRACT

This bachelor thesis discusses the current structures and prevalent knowledge and methods surrounding the general management and treatment of polluted stormwater in Norway. The content is divided into an overall theoretical and a practical part.

Part one of this bachelor thesis begins by describing the different sources of pollution in stormwater. Because roads account for the largest contribution in this regard, a division of this source of pollution into its construction and operational phase was necessary. Part one then continues by explaining some of the short-term and long-term effects that the release of polluted stormwater can have on the environment. Among the more serious consequences are eutrophication and pH change (causing the recipient water to become more basic or acidic), as well as generally reducing biomass and biodiversity in recipients. Further, a description of various methods through which stormwater can be treated locally before being released into a recipient, is given. Part one then ends with an exploration of the current laws and requirements related to treatment of polluted stormwater in Norway and criteria for its release into recipients with various degrees of vulnerability.

Part two gives a presentation of StormTac as the main modelling software used in this bachelor thesis. StormTac can be used for calculation of various quantities and compositions of pollution-discharges from a watershed area, simulation of pollution-reduction effects of various treatment methods and analysis of the sensitivity and capacity of different recipients for handling stormwater runoffs with various levels of pollution. An explanation of the prerequisites for further development and large-scale implementation of StormTac or similar software in Norway is also given. The above explanation is based on a short survey which includes feedbacks from 12 different private and public enterprises. The main conclusion drawn from this survey, is that there is a need for a twofold development process if use of software in managing polluted stormwater is to gain any significant momentum. On the one hand, there is a need for digital software to adapt to the Norwegian standards and methods for calculating pollution levels in stormwater runoffs. On the other hand, a more accurate and detailed collection of various data is needed in Norway, which then can be used as input for simulations in StormTac and similar software. The latter development process is essential for providing reliable results when using digital software.

Part three is based on a case study in connection to an ongoing development project in Slemmestad in Asker municipality, in cooperation with AFRY. The central focus of this development project is the extension of a section of Slemmestadveien, which is the main county road in the region. Slemmestadveien connects a few other smaller roads and several areas in the region, including two development areas, and is planned to have an annual average daily traffic (AADT) of 20000. Part three uses StormTac in order to simulate and calculate pollution loads and pollution reduction effects of treatment facilities. The pollution calculation shows for instance that even though Slemmestadveien is only around 3 % of the total surface area, it accounts for 20 % of the total pollution in the case area. The simulation consists of multiple treatment methods, including two dry ponds and several macadam, grass and swale ditches. Results from this simulation provides a basis for evaluation of treatment methods and the effect that polluted stormwater from the case area has on local recipients.

# INNHOOLD

Forord .....	iii
Abstract.....	iv
Innledning .....	1
1. Forurensning i Norge.....	3
1.1 Potensielle kilder til forurensning i overvann.....	3
1.1.1 Forurensning fra veger i anleggsfasen.....	3
1.1.2 Forurensning fra veger i driftsfasen .....	6
1.1.3 Forurensning fra by- og tettstedsområder .....	10
1.1.4 Forurensning fra spesifikke kilder.....	13
1.1.5 Oppsummering.....	16
1.2 Konsekvenser av forurensning .....	18
1.2.1 Miljøgifter og tungmetaller .....	19
1.2.2 Sjøppel, mikroplast og partikler .....	19
1.2.3 Salt.....	20
1.2.4 Næringssalter.....	21
1.2.5 Oppsummering og bemerkninger.....	22
1.3 Tiltak.....	23
1.3.1 Generelt om rensetiltak.....	23
1.3.2 Forbehandling og sedimentering.....	24
1.3.3 Filtrering .....	26
1.3.4 Vegetative rensemetoder.....	30
1.3.5 Bemerkninger .....	34
1.4 Lovverk og rensekrav .....	35
1.4.1 Dagens situasjon.....	35
1.4.2 Når må overvann renses?.....	38
1.4.3 Hvilke rensetiltak kreves.....	43
1.4.4 Legale innvendinger i nåtid .....	44
1.4.5 Bemerkninger .....	45
1.5 Mengder forurensning .....	46
1.5.1 Metode for beregning av årlige utslipp fra overvann på landsbasis .....	46
1.5.2 Estimert for dagens utslipp i Norge.....	48

2.	Programvarer.....	50
2.1	StormTac .....	50
2.1.1	Runoff.....	51
2.1.2	Pollutant Transport .....	53
2.1.3	Pollutant Treatment .....	54
2.1.4	Receiving Water.....	56
2.1.5	Transport And Flow Detention.....	56
2.2	Utvikling .....	58
2.2.1	Bruk av digitale verktøy for håndtering av forurenset overvann i Norge.....	58
2.2.2	Tilrettelegging for Bruk av digitale verktøy i Norge .....	59
3.	Slemmestadprosjekt.....	61
3.1	Om Prosjektet.....	61
3.2	Trafikk.....	63
3.3	Området.....	65
3.3.1	Nedslagsfelt.....	65
3.3.2	Slemmestadveien.....	67
3.4	Generell inndata.....	70
3.5	Fordrøyngingstiltak og vannveier .....	72
3.6	Resipient.....	74
3.7	Rensetiltak.....	76
3.7.1	Rensekrav.....	76
3.7.2	Utforming.....	76
3.7.3	Plassering.....	78
3.8	Resultater.....	80
3.8.1	Renseeffekt.....	80
3.8.2	Utslipp til og vurdering av resipient.....	82
3.9	Vurdering av prosjektet .....	83
3.9.1	Kommentarer til StormTac simuleringen .....	84
3.9.2	Videre arbeid.....	85
4.	Konklusjon og oppsummering .....	87
	Kilder.....	88
	Vedlegg.....	94

# Figurliste

Figur 1. Dannelse av ammoniakk som funksjon av pH ved to ulike temperaturer (7).....	4
Figur 2. Prosentvis fordeling av PAH, Pb, Cu og Zn fra personbiler (12) .....	7
Figur 3. Tilførsel av noen tungmetaller og miljøgifter fra ulike delområder til Oslofjorden (12).....	10
Figur 4. Avrenningsintensitet for ulike typeområder (20) .....	12
Figur 5. Sedimenteringsbasseng (43).....	24
Figur 6. Olje- og sandfang (45).....	25
Figur 7. Prinsipp for et enkelt nedstrøms sandfilter med returskylling (45).....	27
Figur 8. Tørrdam med forsedimentering (43).....	29
Figur 9. Skisse av åpen filtergrøft (45).....	29
Figur 10. Konseptuell illustrasjon av regnbed som 3-trinns renseprosess (46) .....	31
Figur 11. Infiltrasjonsgrøft (Skisse: Mirjam Gieselmann).....	31
Figur 12. Infiltrasjonsstripe (Skisse: Mirjam Gieselmann).....	32
Figur 13. Vanlige komponenter i en fangdam (49).....	33
Figur 14. Hovedmeny for programvaren StormTac (76) .....	51
Figur 15. Åpen dam i StormTac .....	55
Figur 16. Kart over eksisterende situasjon Slemmestad .....	61
Figur 17. Nedbørsfelt (79) .....	65
Figur 18. Nedbørsfelt med vannveier .....	66
Figur 19. Områdeinndeling av Slemmestadveien.....	68
Figur 20. Simulert forurensningsbidrag fra Slemmestadveien .....	69
Figur 21. IVF Asker.....	71
Figur 22. Vannveier og kobling av områder .....	72
Figur 23. Plassering av rensetiltak .....	79
Figur 24. Samlet renseeffekt for hele område .....	80
Figur 25. Renseeffekt av de enkelte tiltakene .....	81



# Tabelliste

Tabell 1. Påvirkningsfaktorer i avrenningsvann fra anlegg- og driftsfasen av veger (9).....	6
Tabell 2. Effekt på resipient og organismer (30).....	18
Tabell 3. Forventet rensegrad sedimenteringsbasseng (43).....	24
Tabell 4. Eksempler på aktive filtermedier (45).....	27
Tabell 5. Forventet rensegrad i et enkelt sandfilter (45).....	28
Tabell 6. Forventet rensegrad i en filtergrøft (45).....	30
Tabell 7. Plan for overvannshåndtering og drenering på ulike plannivå 402.1 (26).....	37
Tabell 8. Risiko for biologisk skade i vannforekomst og behov for rensetiltak (26).....	39
Tabell 9. Klassifiseringssystem for vann og sediment (66).....	41
Tabell 10. Grenseverdier for anleggsvann Trondheim.....	42
Tabell 11. Ulike trinn for rensetiltak og deres primære rensefunksjon (26).....	44
Tabell 12. Forurensningsmengder for landbasert industri og forurensning fra overvann.....	49
Tabell 13. Trafikkmengde til ulike veger i prosjektområdet.....	64
Tabell 14. Avrenningskoeffisienter, Asker kommune (82).....	70
Tabell 15. Avrenningskoeffisienter i simuleringen.....	70
Tabell 16. Inndata Oslofjord Vest (85).....	74
Tabell 17. Tilstand resipient og miljøkrav (66;85).....	75
Tabell 18. Inndata for lag i rensetiltak.....	76
Tabell 19. Dimensjoner rensetiltak.....	78

## INNLEDNING

Norge har fått hyppigere og mer intens nedbør de siste årene. Det er estimert at nedbør vil øke med 18 % frem til 2100, gitt at de globale klimagassutslippene fortsetter å øke (1). Samtidig fører fortetting av eksisterende bebyggelse og utbygging av nye områder til hurtigere avrenning og større vannmengder. Håndtering av overvann blir derfor en stor utfordring i fremtiden, som krever nye løsninger og god planlegging. I dag baseres overvannshåndtering på den såkalte «treleddstrategien», der vann infiltreres, forsinkes og flomveger sikres, og det oppfordres til bruk av blågrønne løsninger.

Selv om hovedfokuset er på håndtering av vannmengder og reduksjon av flomtopper, har renseløsninger fått økt oppmerksomhet i løpet av de siste årene. Avrenning fra for eksempel veier og andre tette flater medfører transport av forurensningsstoffer ut til resipient. Økning av tette flater og mer nedbør vil øke forurensningsmengden fra overvann. Da overvann i separate avløpssystemer vanligvis ikke renses i et renseanlegg, kan lokale rens tiltak være løsningen. I de etterfølgende kapitlene utredes det for dagens situasjon for rensing av overvann i Norge, samt funksjon og relevans av programvaren StormTac. Programvaren benyttes også i en praktisk anvendelse.

I første kapittel undersøkes dagens situasjon av overvannsforurensning i Norge gjennom en litteraturstudie. Det kartlegges hvilke kilder som bidrar med hvilke stoffer og hva konsekvensene kan være når stoffene ledes til resipient. Det undersøkes videre hvilke tiltak er vanlige å rense overvann med, hvordan disse fungerer og hvilke krav som er knyttet til rensing av overvann. Det sammenfattes hvordan forurensning i Norge håndteres i dag og om det er mulig å estimere hvilke forurensningsmengder det slippes ut med overvann.

Programvarer kan brukes for beregning av forurensningsmengder i overvann, for simulering av rens tiltak og deres effekt, og for et estimat av påvirkning på resipient. I kapittel to presenteres aktuelle og potensielle bruksområder av programvaren StormTac. Det undersøkes også hvorvidt StormTac eller andre liknende programvarer er tatt i bruk av bedrifter og institusjoner, om det er behov for videreutvikling av slik programvare og hva som kreves for videre utvikling og bruk i Norge.

I kapittel tre benyttes StormTac til å simulere avrenning og forurensning fra et prosjektområde i Asker kommune, hvor et vegområde skal utvides. Simuleringen baserer seg på overvannstiltak som bedriften AFRY har prosjektert.

Beregningsresultatene fra StormTac drøftes i forbindelse med vurdering av områdets resipienter.

# 1. FORURENSNING I NORGE

## 1.1 POTENSIELLE KILDER TIL FORURENSNING I OVERVANN

Overvann kan utgjøre en vesentlig kilde til forurensning i resipienter. Forurensningsstoffene som finnes i overvann kan kategoriseres etter standardparametere, tungmetaller og miljøgifter, og det finnes ofte flere kilder til utslipp av hvert enkelt forurensningsstoff i en resipient. Vedlegg 3 viser en enkel oversikt over typiske forurensningsparametere og kilder til disse. (2)

Konsentrasjonen av forurensningsstoffene som en resipient kan utsettes for som følge av overflateavrenning er avhengig av blant annet nedbør- og smeltevannsmengde, arealbruk i nedbørsfeltet og andel tette flater, konsentrasjon av atmosfærisk forurensning (inkludert langtransportert forurensning) og trafikkmengde. (3) Særlig i sentrumsområder med stor trafikkaktivitet og store mengder tette flater (veger, hustak, parkeringsplasser og liknende) vil forurensningen i overvann være betydelig. Dette gjelder spesielt i første del av nedbørsperioden og etter tørkeperioder når avlagret materiale på ulike flater og i bunnen av ledninger transporteres til resipienten med overvannet. (4)

De følgende delene beskriver i mer detalj hovedkildene til forurensning i overvann. Disse er kategorisert som følger:

- Forurensning fra veger i anleggsfasen
- Forurensning fra veger i driftsfasen
- Forurensning fra by- og tettstedsområder
- Forurensning fra spesifikke kilder

---

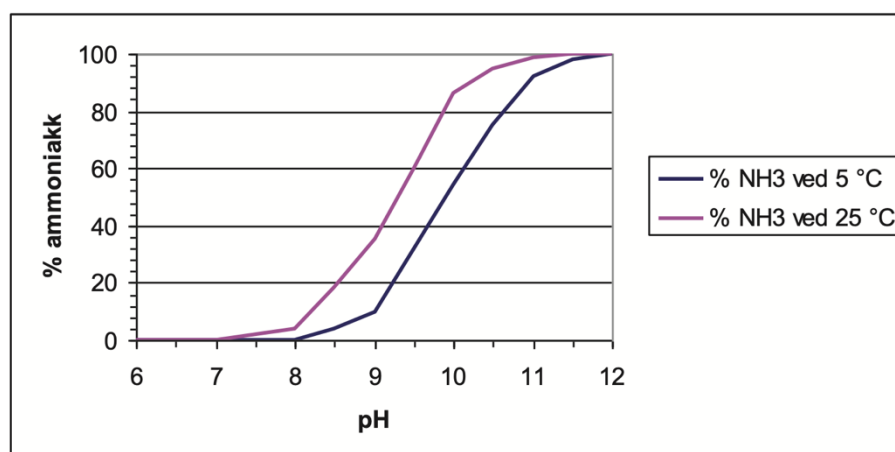
### 1.1.1 FORURENSNING FRA VEGER I ANLEGGSFASEN

Under anleggsarbeid i forbindelse med bygging, utvidelse og forsterkning av veger, vil rester fra sprengstoff, spill av olje og kjemikalier fra maskinparken og ulike typer avfall fra resten av anleggsområdet føre til forurensning av overflatevann, grunnvann og jord. (5) Ettersom avrenningen fra anleggsområder ofte inneholder store konsentrasjoner av forurensningsstoffer, kan direkte avrenning til resipienter forårsake akutte skader for fisk og andre vannlevende arter og organismer dersom vannet ikke behandles før utslipp. (6)

## Nitrogenavrenning fra sprengningsarbeid

Sprengte masser kan inneholde et høyt innhold av uomsatt sprengstoff, som medfører utslipp av ulike nitrogenforbindelser som nitrater ( $\text{NO}_3^-$ ) og ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) til nærliggende resipienter. Dersom pH-nivået i resipientvannet er høyt, for eksempel som følge av basisk/alkalisk avrenningsvann fra ulike sementprodukter, vil ammonium omdannes til ammoniakk ( $\text{NH}_3$ ). Den sistnevnte er en giftig forbindelse som kan ha alvorlige konsekvenser for det biologiske mangfoldet i resipienten. Giftvirkningen av ammoniakk er avhengig av konsentrasjon, temperatur, pH-nivå og resipients størrelse og sårbarhet. (6;7)

Hvor stor andel ammonium som blir omgjort til giftig ammoniakk, er avhengig av pH-verdi og vanntemperatur. Jo høyere temperaturen og pH-nivået i resipientvannet er, jo større blir omdanningen av ammonium til ammoniakk. Figur 1 viser forholdet mellom temperaturøkning og dannelse av ammoniakk. (7)



Figur 1. Dannelse av ammoniakk som funksjon av pH ved to ulike temperaturer (7)

Siden sprengte masser enten blir lagret i massedeponier eller brukt som fylling, er det viktig å undersøke forurensningsnivået av massene samt sårbarheten, størrelsen og brukerinteresser av nærliggende resipienter. Dette fordi avrenning fra slike masser, som skjer ved utlekking eller utvasking, kan fortsatt forårsake forurensning hos lokale resipienter, selv om dette skjer over lengre tid og i mindre grad sammenlignet med avrenning fra nylig sprengte masser. (6;7)

## **Partikkelforurensning**

Partikkelforurensning fra veger i anleggsfasen stammer i hovedsak fra arbeid knyttet til tunneldriving, knusing av fjellmasser, fylling, utgravning og inngrep. Partiklene som transporteres til resipienten ved slikt arbeid består ofte av spisse kanter, og kan derfor være skadelig for blant annet ulike fiskearter. I denne sammenheng har partikkelforurensning særlig fra sprengningsarbeid vist å ha skadelige effekter på grunn av den nåleformede strukturen til partiklene. (6;8)

## **Metallavrenning**

Utvasking av massedeponier og avrenning fra for eksempel tunellarbeid kan inneholde høye konsentrasjoner av metaller. Disse metallene stammer hovedsakelig fra bryting i stedlige bergmasser eller fra injeksjons- og overflatebehandlingsmidler som benyttes ved ulike anleggsvirksomhet. Det er spesielt avrenning som inneholder tungmetaller som vil ha en betydelig negativ effekt på vannmiljøet i resipienter. (6;9)

## **Olje- og kjemikaliespill**

For arbeid under anleggsfasen benyttes det av ulike maskiner, noe som vil alltid medføre en risiko for olje- og kjemikaliespill av ulike karakter (6). Det er særlig utslipp av tilsetningsstoffer (for eksempel bly) og PAH-forbindelser i olje- og kjemikalieprodukter som det må tas spesielt hensyn til, spesielt med tanke på den langvarige forurensningseffekten til PAH-forbindelser. (7)

## **Fysiske inngrep**

Ved fysiske inngrep knyttet til for eksempel bygging eller utvidelse av veger, men også i forbindelse med industri, jordbruk og tettstedsutvikling, etableres det ofte kunstige vandringshindre som endrer det naturlige vannstrømningens mengde og kretsløp. Dette fjerner ofte også de naturlige avrenningshindringene som eksisterte før inngrepet og vil dermed øke risikoen for overflateavrenning, spesielt i perioder med ekstremregn. Eksempler på fysiske inngrep er masseuttak, utfylling, planering, kanalisering, forsterking av elvekanter og fjerning av vegetasjon. (10;11)

Tabell 1 viser en samlet oversikt over påvirkningsfaktorer i avrenningsvannet fra veger i anleggsfasen og de viktigste kildene til disse faktorene (9). Tabellen beskriver også vegeer i driftsfasen, som omtales under neste punkt.

Tabell 1. Påvirkningsfaktorer i avrenningsvann fra anlegg- og driftsfasen av vegeer (9)

Aktivitet	Påvirkningsfaktorer	Kilde
<b>Anleggsfase</b>	Partikler, suspendert stoff	Sprengt stein og masser, erosjon og slam fra arbeid i grunnen.
	Høy pH	Rester fra sprøytebetong og sementbaserte injeksjonsmidler.
	NO <sub>3</sub> -N, NH <sub>4</sub> -N,	Uomsatt sprengstoff.
	Oljeforbindelser	Søl og lekkasje fra maskiner og kjøretøy.
	PAH <sup>15</sup> (tjæreforbindelser)	Forbrenning av drivstoff og oljesøl.
	Radionuklider	Ved alunskifer/svartskifer i berggrunnen.
	Metaller	Avhengig av den lokale berggrunnen. Akseleratorer og metaller i betongen.
<b>Driftsfasen</b>	Partikler, suspendert stoff	Asfalt, forbrenning, dekkslitasje.
	Oljeforbindelser	Søl og lekkasje fra kjøretøy.
	Organiske miljøgifter <sup>16</sup>	Drivstoff, bipleie og vedlikeholdsprodukter.
	PAH	Asfalt, dekk og forbrenning av drivstoff.
	Cu	Bremser
	Zn	Dekk
	Bly	Dekk, bremses og eksos
	NaCl	Veisaltning
Såpe	Tunnelvasking	

### 1.1.2 FORURENSNING FRA VEGER I DRIFTSFASEN

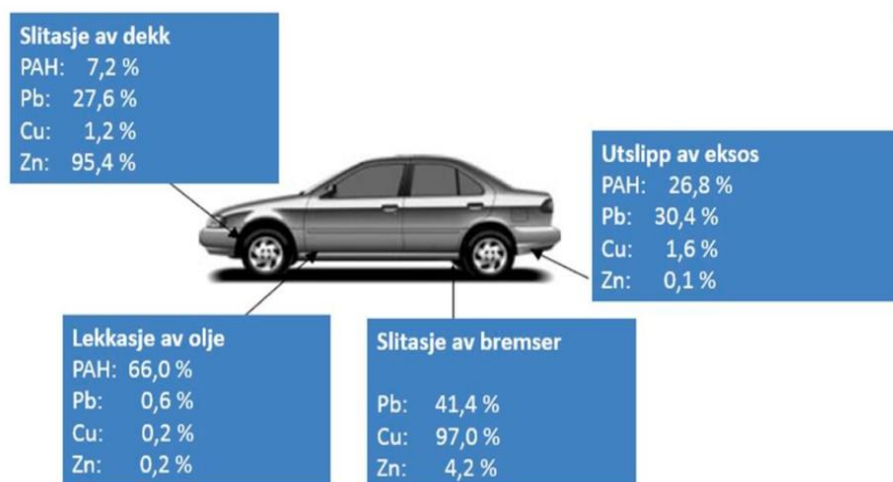
Etter anleggsfasen er vegen klar til å tas i bruk. Dette medfører dermed et nytt sett med forurensningskilder som må tas hensyn til. Avrenningen fra vegeer i driftsfasen (også definert som vegvann) kan bestå av metaller, partikler, miljøgifter og næringsalter. (9;12) Innholdet av spesielt miljøgifter og tungmetaller kan betydelig påvirke kvaliteten av vannet i de lokale resipientene og jordsmonnet langs og nær vegen (5). Forurensningsnivået i vegvannet er avhengig av blant annet klimatiske- og trafikkmessige forhold, og omfanget og hyppigheten av ulike drift- og vedlikeholdstiltak. Konsentrasjon og sammensetning av forurensende stoffer vil derfor variere både fra område til område og gjennom året. (2;12)

## Forurensning fra vegtrafikk

Hvor mye forurensning som blir generert fra vegtrafikken, er for det meste avhengig av alder og tilstand av kjøretøyene, terrenget og vegenes utforming samt trafikkmessige forhold slik som hastighet, trafikkmengde og andel tungtrafikk, hvor ofte kjøretøy starter/stopper og bruk av piggedekk. (8)

De ulike forurensningsstoffene som blir generert i form av støv som følge av vegtrafikken, kan enten spres direkte til lufta som avgasser (CO-, CO<sub>2</sub>- og NO<sub>x</sub>-gasser) eller bli avsatt på terrenget langs vegen og på selve vegoverflaten som tungmetaller, miljøgifter og suspendert stoff. Bidraget til vegstøv skjer primært ved slitasje av bildekk, bremses og asfaltdekket, utslipp av ulike korrosjon- og slitasjeprodukter fra kjøretøyenes motor og utslipp av drivstoffrester fra eksos inkludert rester fra ufullstendig forbrenning. Tiltak for å redusere utslipp av vegstøv vil sterkt påvirke forurensningsnivået i vegvannet, men slike tiltak har mindre effekt på forurensning som avsettes direkte på vegbanen. (12;13)

Miljøgiften PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og tungmetallene bly (Pb), kobber (Cu) og sink (Zn) er de vanligste bidragsyttere til forurensning i overvann som følge av vegtrafikken. Disse stoffene forekommer ikke bare i form av avsatt vegstøv, men kan direkte avsettes på vegbanen blant annet som følge av oljelekkasje. Figur 2 viser et eksempel på kilder og prosentvis fordeling av de ovennevnte stoffene. Resultatene gjelder personbiler i Storbritannia og er fra en litteraturstudie utført i regi av Scottish Environment Protection Agency (SEPA) i 2006. (8;12)



Figur 2. Prosentvis fordeling av PAH, Pb, Cu og Zn fra personbiler (12)



Vegtrafikken utgjør samtidig den største kilden til utslipp av mikroplast til miljøet i Norge, med over 5000 tonn i året. Mikroplast er betegnelsen gitt plastfragmenter som er mindre enn 5 millimeter og det er hovedsakelig slitasje av gummien i bildekk som er kilden til denne forurensningen i vegtrafikken. Mikroplast er et svært tungt nedbrytbart forurensningsstoff som er nesten umulig å fjerne når den først har havnet i resipienten. (5;8)

### **Forurensning fra veginstallasjoner**

I tillegg til biltrafikken er det er en rekke andre kilder fra omgivelsene langs eller nær vegen som også bidrar til forurensning i overvann fra veger. Et eksempel er korrosjonsprodukter fra installasjoner i vegbanen, slik som lyktestolper, skilt, rekkverk og liknende. For eksempel utgjør kobberinstallasjoner et vesentlig bidrag til utslipp av tungmetallet kobber mens veimarkeringsmaling bidrar til forurensning i form av mikroplast. (12;14)

### **Forurensning fra vinterdrift**

I løpet av vintersesongen vil en rekke forurensninger, som følge av drift og vedlikehold av veger, akkumuleres og lagres i snøen langs vegstrekningen (12). Hvilke type forurensningsstoffer og hvor mye av disse som finnes i snøen er avhengig av flere faktorer og forhold. Disse kan være driftstiltak som salting, grusing og strøing samt trafikkmengde, andel tungtrafikk, bruk av piggdekk, nedbørsmengde og andre trafikk- og klimatiske forhold. Forurensningskonsentrasjonen vil dermed variere gjennom sesongen og fra år til år. (15;16)

De dominerende forurensningsstoffene i vegvann i vinterhalvåret er de samme som for resten av året, altså tungmetallene sink, kobber og bly fra korrosjon- og slitasjeprodukter i kjøretøyer og miljøgiften PAH fra oljeprodukter i drivstoff, asfalt og bildekk. Konsentrasjonen av disse forurensningsstoffene er generelt høyere i vinterhalvåret. Dette skyldes hovedsakelig piggdekkslitasje, mindre mikrobiell nedbrytning, lavere infiltrasjonsevne i grunnen og høyere drivstofforbruk grunnet oppvarming og oppstart av kjøretøy. I tillegg kan nesten halvparten av forurensningsstoffene i smeltevann foreligge i løst form som følge av blant annet salting av vegen og luftforurensningen som lagres løst i snøen. Vegvannet som stammer fra

smeltet snø langs vegen, eller eventuelt fra snødeponier, vil dermed ha både en større mengde avrenning og en høyere konsentrasjon av de ulike forurensningsstoffene. Konsentrasjonen av spesielt tungmetaller i smeltevann kan ofte være 10–100 ganger høyere enn vanlig regnvann. (15;16)

En annen forurensningskilde som skiller drift i vintersesongen fra resten av året er salting. Ved vinterdrift saltes ofte vegbaner med natriumklorid (NaCl) for å sikre framkommelighet og samtidig øke trafikksikkerheten ved å sørge for god friksjonen mellom bildekket og asfalteroverflaten. Dette skyldes egenskapene til salt, siden det har en anti-ising, anti-kompaktering og de-ising effekt. (17) Salting av vegnettet fører imidlertid med seg en del negative innvirkninger og regnes dermed som en betydelig bidragsyter til forurensning i vegvannet (15).

### **Forurensning fra tunneler**

Det er mer enn 1100 vegtunneler i Norge i dag, hvorav over 30 er undersjøiske. Disse tunnelene er lokalisert over hele landet med ulik trafikkmengde og utforming. Trafikken gjennom tunneler genererer de samme forurensningstypene som ved drift av vanlige veger. Selv om en stor andel av forurensningsstoffene som blir generert transporteres ut med tunnelluften, vil mye av denne forurensningen avsettes inne i selve tunnelen og feste seg på veggen, vegbanen og de tekniske installasjonene. Dette belegget forringer miljøet i tunnelen og reduserer både trafikksikkerheten og tunnelens levetid. Et viktig vedlikeholdstiltak i denne henseende er da jevnlig vasking av tunneler, noe som kan blant annet opprettholde gode lys- og siktforhold, bidra til lav støvkonsentrasjon i tunnelluften og oppbevare den planlagte levetiden til tekniske installasjoner ved å fjerne det avsatte belegget. (12;18)

Vaskehyppigheten av tunneler varierer og er hovedsakelig avhengig av trafikkmengden. For eksempel vaskes lavtrafikkerte tunneler ( $\text{ÅDT} < 1500$ ) sjeldnere enn én gang pr år mens høytrafikkerte tunneler ( $\text{ÅDT} > 20000$ ) kan vaskes 6-12 ganger pr år. Selve vaskeprosedyren består av å fjerne masser med suge- og feiebiler, tømme sandfangmasser og vaske alle flater og tekniske utstyr. (19)

Siden forurensningen i tunneler skjer kumulativt, fører dette til at det avsatte belegget, lik opplagret snø langs vegen, får en høyere konsentrasjon av de ulike forurensningsstoffene. I tillegg benyttes det såpe for å fjerne belegget og dette gjør at

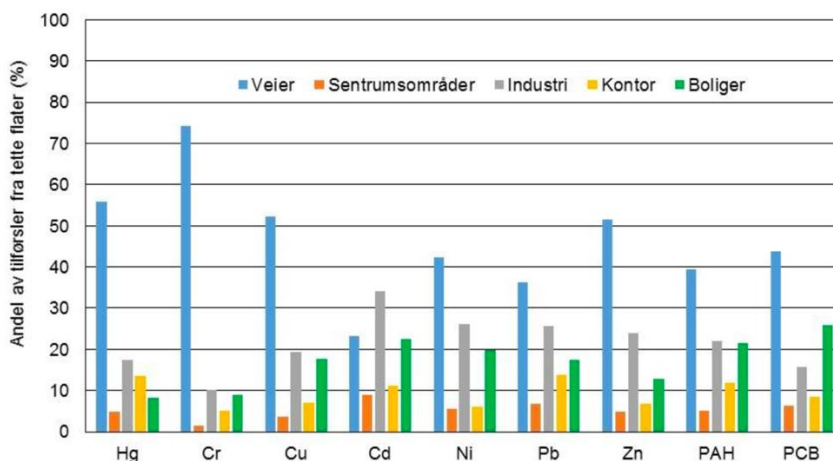
vaskevannet fra tunneler får andre egenskaper sammenlignet med avrenning fra vanlig vegvann. Selv om denne såpen er biologisk nedbrytbar, vil det sammen med den meget høye konsentrasjonen av forurensningsstoffer medføre en akutt giftvirkning på vannlevende organismer ved direkte utslipp i resipienten. Det er derfor satt strenge krav til rensing av tunnelvannet avhengig av resipientens sårbarhet og forurensningens mengde og innhold, slik at de giftige komponentene kan brytes ned før utslipp. (12) Typiske forurensningsstoffer som finnes i avløpsvannet fra tunnelvask er metaller, næringssalter, miljøgifter, partikler, vegsalt og såpe. Tabell 1 viser en samlet oversikt over påvirkningsfaktorer i avrenningsvannet fra veger i anlegg- og driftsfasen og de viktigste kildene til disse faktorene. (9)

### 1.1.3 FORURENSNING FRA BY- OG TETTSTEDSOMRÅDER

By- og tettstedsområder består av en stor andel med tette flater som varierer med faktorer som trafikkmengde og befolkningstetthet. Eksempel på tette flater i by- og tettstedområder er gater/veger, hustak, gang- og sykkelveger, parkeringsplasser og andre liknende harde flater som ikke har en naturlig infiltrasjonskapasitet sammenlignet med terreng uten noe form for bebyggelse. (4;20)

Overvann fra tette flater i by- og tettstedsområder inneholder varierende konsentrasjoner av forurensningsstoffer, slik som tungmetaller, næringssalter, miljøgifter, suspendert stoff, organisk materiale og vegsalt (3).

Figur 3 viser et eksempel på tilførsel av noen tungmetaller og miljøgifter fra tette flater fordelt på ulike delområder. Her føres disse til Oslofjorden som resipient (12).



Figur 3. Tilførsel av noen tungmetaller og miljøgifter fra ulike delområder til Oslofjorden (12)

### **Forurensning fra trafikkarealer**

Den største kilden til forurensning av overvann i by- og tettstedsområder er trafikkarealer, altså veger, gater, rundkjøring- og kryssområder, parkeringsplasser, terminalområder og liknende. Spesielt sentrums- og industriområder inneholder en stor andel trafikkarealer som bidrar med samme type forurensning som ved vanlige veger i både anlegg- og driftsfasen. (3;21)

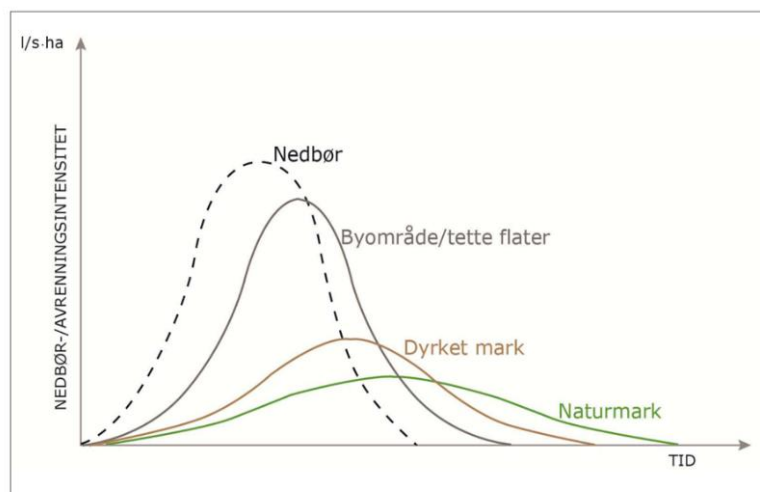
### **Forurensning fra rive- og byggevirkosomhet**

I tillegg til veger bidrar også ulike rive- og byggevirkosomhet til forurensning i by- og tettstedsområder. Erosjon fra grøfter (ved for eksempel rørlegging) eller fra anleggsområder (ved for eksempel boligbygging) kan bidra med forurensning i form av partikulært stoff og næringsstoffer. (3) Samtidig kan sanering av gamle bygg føre til utslipp av tungmetaller og miljøgiften PCB, som hovedsakelig stammer fra bygningsmaterialer slik som malingsprodukter (21). Malingsprodukter er også en kilde for utslipp av mikroplast som kan lekke ut til omgivelsene ved nedbør (8). En annen betydelig forurensningskilde er avrenning fra fasadevask, ledningsspyling og liknende vedlikeholdsarbeid. Ettersom avrenningsvannet fra rive- og byggevirkosomheter inneholder store mengder forurensningsstoffer, skal dette ofte renses før utslipp til overvannsledning eller resipient. (3)

### **Forurensning fra flom og overløpssystemer**

Siden 1990-tallet har fortetting i urbane områder vært en del av den norske arealpolitikken. Konsekvensen av slike utbyggingsprosjekter er at naturlig terreng blir bygget om til harde og tette flater som ofte gir svært lite infiltrasjon. Denne økningen i andel tette flater vil dermed påvirke den naturlige avrenningen og kretsløpet til nedbørsvannet. Slike flater øker både hastigheten og intensiteten av nedbørsvannet (og smeltevannet) og fører til større vannmengder på kortere tid, noe som stiller store krav til vannføringskapasiteten til overvannssystemer. (20;22)

Figur 4 viser hvordan utbygging og omforming av naturlig terreng til byer og tettsteder øker nedbørsvannets avrenningsintensitet, samtidig som avrenningstiden blir redusert (20).



Figur 4. Avrenningsintensitet for ulike typeområder (20)

Effekten som fortetting har på terrengets naturlige tilstand, blir enda mer betydelig ved større nedbørsmengder. I urbane områder med stor andel tette flater er forurensningsproblematikken hovedsakelig knyttet til overløp i fellesavløpssystemer. I flomperioder som følge av stor nedbørsmengde eller snøsmelting vil fellessystemer føre en viss mengde av avløpsvannet direkte til resipient, men avløpsvannet er ofte sterkt fortyntet på grunn av overvannsmengden og vil derfor være mindre forurenset enn avløpsvann i tørrværsperioder. Denne overføringen skjer ved hjelp av overløpssystemer, som har som mål å regulere mengden av avløpsvann som skal føres til for eksempel et renseanlegg. (2;8) Selv om utslipp av forurenset vann fra overløpssystemer har relativt lave konsekvenser for det generelle vannmiljøet i en resipient (foruten potensiell nedslamming etter lengre tid), kan områder med store overløpsutslipp (for eksempel Oslofjorden og Akerselva) påvirke badevannskvaliteten ved å øke bakterietallet i vannet. Dette gjelder spesielt innholdet av termotolerante koliforme bakterier (TKB). (23;24)

I dag fokuseres det imidlertid på separate avløpssystemer og lokal håndtering av overvann slik at større mengder overvann ikke lenger skal renses i renseanlegg. Denne avlastningen vil blant annet ha en positiv effekt på slamkvaliteten i renseanleggene som etter behandling brukes som jordforbedringsmiddel i landbruk. Ulempen med separate avløpssystemer er at overvannet ikke lenger blir renses i renseanlegg, noe som igjen skaper et problem dersom forurensningen i overvannet ikke renses på andre måter før utslipp til resipient. (2;8)

Det er derfor viktig at det i utbyggingsprosjekter tas hensyn til terrengets utforming slik at overvannet som følge av spesielt ekstremregn (for eksempel 100-års eller 200-års regnet) kan håndteres på en trygg måte, siden vanlige overvannssystemer ofte ikke er dimensjonert for å ta seg av så store vannmengder. (3) Utilstrekkelig håndtering av overvann i byer og tettsteder, spesielt når det gjelder flom, kan forårsake store skader på miljø, bebyggelse og infrastruktur. Disse skadene er svært kostbare og i Norge ligger de årlige kostnadene mellom 1,6 og 3,6 milliarder kroner. (22)

### **Forurensning fra omgivelsene**

Søppel (plastmaterialer, sigarettstumper og liknende) og mer eller mindre nedbrutt organisk materiale fra planter og dyr (for eksempel løv fra trær) er eksempler på forurensningskilder fra omgivelsene som kan øke forurensningsnivået i overvann. Selv om slitasje av bildekk utgjør den største kilden til utslipp av mikroplast, bidrar forsøpling i form av plastmaterialer også til denne typen forurensning. (14;16)

Forurensning fra omgivelsene blir spesielt betydelig under perioder med ekstremregn, der søppel og annet materiale på overflater blir vasket bort og sluppet i resipienter med overvannet. Det store nedbørsvannet i slike perioder vil også føre til at overløpsanlegg i fellessystemer aktiveres og slipper ut både spillvann og overvann til resipienten, ofte uten noe form for rensing. Dette vannet inneholder store mengder søppel, inkludert plastmaterialer i ulike størrelser, og bidrar blant annet til forurensning i form av mikroplast. (8;14)

---

#### **1.1.4 FORURENSNING FRA SPESIFIKKE KILDER**

Overflateavrenning fra en rekke kilder kan direkte eller indirekte påvirke vannmiljøet i resipienter. Typiske forurensningskilder i denne sammenheng er overflateavrenning fra landbruksområder og enkelte bergarter, vaskevann etter uhell på vegger og ulovlige utslipp av farlig avfall i overvannssystemer. Disse forurensningskildene er av en mer spesifikk karakter og kan både anses å være egne forurensningskilder som krever separat håndtering eller inngå som en del av tidligere nevnte forurensningskilder (for eksempel uhell på vegger som kan bidra til den allerede eksisterende forurensningen fra vegtrafikken).

## Forurensning fra bergarter

Ved generell anleggsvirksomhet (arbeid i forbindelse med veg, jernbane, næringsarealer og liknende) produseres det store mengder partikler og forurensningsstoffer. Noen av disse kildene og effektene er beskrevet nærmere i de foregående delene. I tillegg til disse er bryting av fjellmasser i enkelte bergarter også en betydelig kilde til forurensning. Dette skyldes at noen bergarter kan reagere med oksygen eller vann og danne nye forurensede forbindelser når den naturlige jordmassen over bergarten fjernes ved inngrep. De fire viktigste problemene knyttet til dette er tilførsel av syre, tungmetaller, radionuklider (for eksempel radongass) og partikler (spesielt spissformede). Når flere negative effekter knyttet til anleggsvirksomhet i fjellmasser opptrer samtidig eller i kombinasjon med andre forurensningskilder, kan det føre til at den totale negative effekten blir større enn summen av enkeltteffektene. I slike tilfeller er det også fare for at selv mindre konsentrasjoner av forurensningsstoffer kan fort gi mye større negative konsekvenser enn det som er forventet. (25)

Det rettes spesielt fokus til fjellmasser som inneholder alunskifer og svovelmineraler, ettersom disse er syredannede og kan medføre utlekking av tungmetaller og eventuelt også radionuklider. Bergarter som inneholder sulfider og andre svovelførende mineraler danner ofte svovelsyre når de kommer i kontakt med oksygen og vann. Sur avrenning kan i tillegg til å endre det naturlige pH-nivået i resipienten også løse opp og mobilisere tungmetaller som tidligere var bundet til partikler. (25;26)

Når det gjelder alunskifer (og andre svartskifere) kan det høye innholdet av svovel i bergarten også føre til at tungmetallene i selve bergarten løses ut og føres videre i avrenningsvannet når svovelet blir oksidert til svovelsyre. Den syreholdige avrenningen bør håndteres før den ledes i eventuelle rørsystemer, ettersom den kan føre til store skader ved å korrodere rørmaterialet. Dette inkluderer også andre nedgravde rør (Spill- og drikkevannsledninger) siden avrenningen kan tære hull i disse ved infiltrasjon i grunnen. Avrenningen kan også føre til oppsmuldring og svelling når den kommer i kontakt med betongkonstruksjoner, slik som kjellergulv i bebyggelse eller brokar og andre veglegemer langs vegen og i veggrøften. Betongkonstruksjoner som ligger på alunskiferholdig undergrunn eller i avrenningsstien fra slike områder må derfor isoleres mot denne bergarten. Det som i tillegg skyller alunskiferholdig avrenning fra andre sure avrenninger er det høye innholdet av uran. Uran kan ved radioaktiv nedbrytning danne radongass, som da kan trenge seg inn i bygninger gjennom for eksempel grunnmuren. (25;27)

Fjellmasser som inneholder alunskifer, eller bergarter med liknende forurensningspotensial, er definert som forurenset grunn. Det settes dermed krav til undersøkelser og tiltaksplan ved terrenginngrep i slike masser. Et eksempel på tiltak er lagring av slike forurensete masser i spesialdeponi som kan redusere syredannelse og tungmetallavrenning. (25;26)

### **Forurensning fra landbruksområder**

Landbruk er fellesbetegnelsen for jordbruk, skogbruk, gartneri og annen næringsvirksomhet som har jorden som produksjonsgrunnlag (28) All landbruksaktivitet kan føre med seg en viss risiko for forurensning av grunnen, lufta eller nærliggende vassdrag. Forurensningen gjelder ikke bare varen som blir produsert, men også drift av ulike tilhørende anlegg og håndtering av restprodukter og avfallsstoffer. (11;29)

Den primære kilden til forurensningen innen landbruksvirksomhet er tilsetningsstoffer og plantenæring som benyttes for å produsere den tiltenkte varen. For eksempel benyttes det i dag av kjemiske plantevernmidler og store mengder gjødsel i det moderne jordbruket, noe som blant annet medfører en unaturlig utslipp av næringsstoffene fosfor og nitrogen til nærliggende resipienter ved overflateavrenning. (11;29)

Overflateavrenning og utvasking av jordpartikler, plantevernmidler og gjødselprodukter til resipienter fra spesielt jordbruksområder kan i tillegg til endring av den balanserte økosystemet i nærliggende resipienter føre til ødeleggelse av bade- og fiskeplasser og tilslamming av bekker og elver. Bakkeplanering, lukking av bekker og bruk av andre moderne driftsmetoder innen jordbruk har samtidig fjernet naturlige avrenningshindringer og dermed økt risikoen for overflateavrenning fra områder med dyrket mark. Overflateavrenning fra jordbruksområder er kanskje det største forurensningsproblemet innen landbruksvirksomhet i dag. I Norge og mange andre land settes det derfor strenge krav for å redusere utslipp av forurensningsstoffer fra landbruk til resipienter. (11;29)



## **Forurensning fra uhell og ulovlige tilførsler**

Kollisjoner, brann og spill fra transporterte varer er eksempler på uhell som kan medføre utslipp av store mengder forurensningsstoffer. Disse hendelsene er mer eller mindre vanlige i blant annet trafikksammenheng. Forurensningsstoffene fra slike hendelser vil kunne vaskes bort med vegvannet ved nedbør. Disse havner til slutt i resipienten og kan dermed forringe vannkvaliteten. Når det gjelder kollisjoner, kan store mengder forurensningsstoffer (olje, drivstoff, metallpartikler og liknende) føres til resipienten når vegen blir spylt etter ulykker. (12)

En annen kilde til forurensning er bevisst dumping av farlig avfall. Denne typen forurensning kan, i likhet med forurensning som følge av uhell, ha en negativ effekt på vannmiljøet i resipienten. En undersøkelse i Trondheim som inkluderte 159 sandfangkummer viste for eksempel at det i flere kummer var påvist høye konsentrasjoner av PAH. Mistanken her var at dette skyldes ulovlig dumping av olje i kummene og at kilden var tilknyttet diverse næringsvirksomhet i området. (12)

---

### 1.1.5 OPPSUMMERING

Overvann er en betydelig kilde til forurensning, der innholdet av forurensningsstoffene er kategorisert etter standardparametere, tungmetaller og miljøgifter. Avrenning fra bygg- og anleggsområder forårsaker akutt forurensning på grunn av høye konsentrasjoner av forurensningsstoffer og krever dermed lokal rensing før utslipp til resipient eller kommunale avløpssystem. Det samme gjelder avrenning fra tunnelvask og snødeponier.

Avrenning fra veger i driftsfasen er den største kilden til forurensning i overvann. Denne forurensningen er langtidsbasert og kan ha en kumulativ effekt på vannmiljøet i resipienter. Uhell og ulykker kan imidlertid føre til akutt forurensning. Drift av veger i vinterhalvåret forårsaker større mengder forurensning, hovedsakelig grunnet vegsalting, piggdekkslitasje og evnen snø har til å lagre forurensningsstoffer. Avrenning fra veger i driftsfasen utgjør, med over 5000 tonn i året, den største kilden til utslipp av mikroplast til miljøet i Norge.

Overløp i fellesavløpssystemer er en unngåelig kilde til forurensning i overvann og resipienter. I områder med mye overløpsutslipp er det fare for økt bakterietall slik at badevannskvaliteten kan forringes, spesielt i perioder med mye nedbør.

En annen betydelig kilde til forurensning i overvann er knyttet til overflateavrenning fra landbruksområder. I denne sammenheng er det utslipp av nitrogen og fosfor fra gjødselprodukter som er det største forurensningsproblemet.

## 1.2 KONSEKVENSER AV FORURENSNING

Forurensning i overvann kan påvirke resipienter, planter, dyr og mennesker. Endringer i resipienten har ofte konsekvenser for artsmangfold, brukerinteresser og klima. Det finnes forskjellige typer resipienter, som for eksempel bekker, hav, innsjøer og andre vannforekomster. Disse reagerer også forskjellig på forurensning, er altså sårbar i ulik grad.

Forurenset overvann kan være årsaken, utløser eller katalysator til effekter på resipienter. Derfor er det ofte vanskelig å fastslå hvor mye forurensningen bidrar til en effekt da det kan være andre faktorer som spiller en større rolle. Tabell 2 viser merknader til de noen effekter som forurenset overvann har på resipient og organismer.

Tabell 2. Effekt på resipient og organismer (30)

<b>EFFEKT</b>	<b>MERKNAD</b>
<b>Oksygenvinn</b>	Effekter på det biologiske systemet, uestetiske forhold og luft
<b>Eutrofiering</b>	Effekter av næringssalter (N og P), men også organisk stoff i form av eksempelvis stor plante-/algevekst, tilhørende oksygenvinn og uønsket påvirkning av det naturlig forekommende biologiske systemets diversitet og aktivitet
<b>Forsuring</b>	Effekter av næringssalter og svovel
<b>Påvirkning av miljøfremmede stoffer</b>	Effekter (toksisitet) av både tungmetaller og organiske miljøfremmede stoffer
<b>Helsemessig påvirkning</b>	1) Direkte påvirkning av sykdomsfremkallende mikroorganismer og virus 2) Indirekte påvirkning via kontaminerte næringsmidler
<b>Uestetisk uønsket påvirkning</b>	Gjenstander som for eksempel søppel

Det skilles mellom kortsiktige og langsiktige påvirkninger. Kortsiktig påvirkning beskriver den akutte effekten som er konsekvensen av den aktuelle avrenningsperioden. Når det gjelder overvann har forurensning ofte en akkumulerende effekt som er den samlede belastningen gjennom en lengre periode. Det antas at miljøfremmede stoffer

(tungmetaller og organisk miljøfremmede stoffer) ikke forekommer i konsentrasjoner som er så høye at akutte effekter inntreffer. (30)

---

### 1.2.1 MILJØGIFTER OG TUNGMETALLER

Utslipp av olje til resipient inneholder ofte organiske forbindelser som kan gi dårlig lukt og smak på fisk. I likhet med andre forurensninger kan også olje ha akkumulerende effekt ved at det samles i sedimentene til et vassdrag. En veldig synlig effekt er at det danner en oljefilm på overflaten. Dette er særlig skadelig for dyr som er avhengig av vannhinna. (7)

Miljøgifter er mye brukt som biprodukter og tilsetningsstoffer, som for eksempel fenoler og PAH, og forurenses overvannet ved avrenning. Stoffene er ofte svært langsomt nedbrytbare, og har økotoksisk og kreftfremkallende effekt. Noen fenoler er hormonhemmere fordi effektene av stoffene likner på effektene av østrogen. (31) Inntak av hormonhemmere kan føre til reproduksjonsskader og -forstyrrelser. (32)

Tungmetaller, som kan være tilsetningsstoffer i olje eller maling, er giftige. Hvor giftig, er avhengig av resipientens pH-verdi, redokspotensial, temperatur, alkalitet og mange andre faktorer. Disse faktorene er i stadig endring, spesielt i forbindelse med nedbørstilfeller. Det er derfor vanskelig å avgjøre i hvilke konsentrasjoner metallene er skadelige. (33)

---

### 1.2.2 SØPPEL, MIKROPLAST OG PARTIKLER

Søppel er uønsket i alle resipienter da det er uestetisk og kan være farlig for dyr og mennesker. Dyr kan forveksle plast og annen søppel med mat, noe som kan ha alvorlige konsekvenser. Søppel kan være giftig, kan hindre for næringsopptak og kan føre til død. I tillegg kan fordøyelsen bli ødelagt og indre skader kan oppstå. Fastsettelse i søppel kan medføre at dyr kveles, sulter eller får varige deformasjoner og skader.

Plast brytes ned til små partikler (mikroplast) og med disse kan miljøgifter spres. Mikroplast kan bli tatt opp av mennesker gjennom næringskjeden. Det er ifølge World Health Organization (WHO) uklart hvorvidt dette er helseskadelig for mennesker, da forskningsgrunnlaget er utilstrekkelig. (34)

Ikke bare mikroplast men også annen partikkelforurensning kan være skadelig for fisk og andre vannlevende organismer. Selv om større fisk tåler høyere konsentrasjoner av suspendert stoff, kan spisse og skarpe partikler påføre dødelige skader ved å skade gjellevevet til fisken. (7) I tillegg forårsaker suspendert stoff slamavsetninger, plantevekst og økt oksygenforbruk som danner råtnegasser og lukt (31). Opphopning av bunnslam og oksygenmangel påvirker bunnfauna og -flora negativt ved å påføre sykdom og ved å redusere organismers konkurransevne og næringstilgang (7).

Fysiske inngrep kan føre til økt erosjon og partikkelinnhold, hindring av naturlig vannutskifting og reduksjon av naturlige vandringsmuligheter av fisk og andre vannlevende organismer (6). For eksempel kan erosjonsforholdene endre seg ved bygging av riks- og fylkesveger, som ofte legges i strandsoner der vegmassefyllingen kan gå ut i selve vassdraget. Avrenningen fra disse vegene vil, sammen med endringen av det naturlige vannstrømmingen, kunne øke partikkelinnholdet i resipientvannet. Planter bremser og absorberer avrenning av næringssalter og partikler og er en naturlig erosjonssikring. Permanent fjerning av vegetasjon, for eksempel langs veger, fører til reduksjon av plante- og dyremangfoldet og kan øke lysforholdene i bekkekanter i området. (35)

---

### 1.2.3 SALT

Salt kan påfører store skader til vegetasjon, jordsmonn, og vannmiljøet og vil derfor også redusere effekten av ulike vegetasjonsbaserte rense- og fordrøyningstiltak (for eksempel regnbed) knyttet til overvannshåndtering. (8;15) En annen negativ konsekvens av salting skyldes saltets evne til å øke løseligheten av tidligere partikkelbundne forurensningsstoffer, spesielt tungmetaller. Dette betyr at salting også kan redusere effekten av slike rense- og fordrøyningstiltak som infiltrasjonsanlegg, dammer og våtmarker, ettersom tungmetallene som bindes til partikler, jord og sedimenter i disse tiltakene blir frigitt. Dette øker mobiliteten og transportevnen til forurensningsstoffene i avrenningen. (15;16)

Salt fra veger er ikke bare skadelig for plante- og dyrelivet direkte rundt veien, men påvirker også resipientene. En høy kloridkonsentrasjon reduserer biomasse og artsmangfold og har konsekvenser for biologisk produksjon på andre nivåer i næringskjeden. (36) Saltvann som tilføres en innsjø har høyere densitet enn ferskvannet og synker til bunnen, som medfører saltindusert sjikting av vannmassene.

Fullsirkulasjon av innsjøer med et tungt bunnsjikt vil gå tregere og kan stoppe opp. Dette bunnvannet er oksygenfattig, påvirker algesamfunnets sammensetning og gir ulevelige forhold for dyr og planter. Sjiktingen kan føre til intern gjødsling ved frigjøring av fosfor, karbondioksid og kan lekke ut metaller fra sediment. Kalkfattige innsjøer er ifølge statistiske analyser fra NIVA i større grad påvirket av kloridkonsentrasjon enn kalkrike. (37)

---

#### 1.2.4 NÆRINGSSALTER

##### **Eutrofiering**

Nitrogen og fosfor kan, spesielt i innsjøer, føre til eutrofiering som øker planteproduksjon. Eutrofiering medfører ofte masseoppblomstringer utenom de naturlige blomstringsperiodene, som fører til svinn av oksygen i bunnen hvor biomassen brytes ned. Mer fosfor kan så frigjøres fra sediment i bunnsjiktet. Eutrofiering, som også kan oppstå i kystnære områder i havet, kan øke surhetsgraden i overflatevannet som kan føre til at artsmangfoldet reduseres. Det snakkes om påtvunget eutrofiering når eutrofiering oppstår på grunn av menneskelig aktivitet, som for eksempel ved avrenning fra landbruk. (37;38)

##### **Forsuring**

Hovedårsaken til forsuring av et vann er sur nedbør. Sur nedbør oppstår for eksempel når svovelforbindelser, som blir frigjort ved at fossilt drivstoff brennes, oksiderer i atmosfæren og danner svoveltrioksid som løses i vann. Forsuring kan også forårsakes ved avrenning av næringssalter. Nitrogenmetning i jord fører til økt avrenning av nitrat og ammonium til vann, som senker vannets pH-verdi. (39) Når pH-verdien blir lavere reduseres konsentrasjonen av oppløst CO<sub>2</sub>, sediment blir karbonkilde for vannplantene og mindre kalk blir tilgjengelig. (40;41) Dette har konsekvenser for dyr som trenger kalk for å bygge skall eller skjelett. Som konsekvens vil for eksempel plankton og virvelløse dyr kunne bli fortrent av andre, mindre gunstige arter, som for eksempel cyanobakterier (38). Disse er næringskilde for mange fisk, fugl og pattedyr, og uten de vil hele næringskjeden bli påvirket.

Forsuring medfører at økosystemer, som for eksempel kaldtvannskoraller langs norskekysten, vil endre seg. Korallene er gamle, vokser veldig sakte, og er en viktig næringskilde og habitat for mange andre arter som vil bli påvirket av endringene. (40;41)

Forsuring påvirker ikke bare biologisk mangfold men også klima. Ifølge FNs klimapanel tar havet opp 23 % av CO<sub>2</sub>-utslippet hvert år. Forsuring fører til at havet kan ta opp mindre CO<sub>2</sub>. (42) Forsuring fører til at havet kan ta opp mindre CO<sub>2</sub>. Dette fører til akselerering av klimaendringene fordi mer og mer CO<sub>2</sub> som slippes ut, samles i atmosfæren. (41)

Forsuring har alvorlige konsekvenser for klima, og liv i og rundt vann, men også basisk vann kan føre til uønskete påvirkninger. Undersøkelser knyttet til utslipp av sterkt basisk vann til resipient har vist å ha helseskadelige effekter på blant annet ulike fiskearter. Vann med en pH-verdi rundt nøytralitetspunktet (6-8) skaper forutsetningene for et bra miljø for planter og dyr. (7)

---

### 1.2.5 OPPSUMMERING OG BEMERKNINGER

Utslipp av forurenset overvann i resipienter er skadelig både for mennesker og ulike plante- og dyrearter. Forurensningsstoffene i overvann kan blant annet forårsake pH-endring og eutrofiering, samt generelt redusere biomasse og arts mangfold i resipienter. De negative effektene kan være kortsiktig eller de kan foregå over lengre tidsperioder.

Selv om de negative konsekvensene som utslipp av forurensningsstoffer medfører, ofte ikke er fullstendig unngåelig, kan konsekvensene oppdages, tolkes, spores og reduseres. Det kreves derfor mer samarbeid mellom ulike faggrupper og institusjoner innenfor dette feltet for å kunne bedre kartlegge forholdet mellom forurensningsstoffer i overvann og deres konsekvenser for resipienter. En slik kompetanse kan bidra til å øke vurderingsevnen når det gjelder analyse av hvilke stoffer som skal reduseres og hvilke rensetiltak som skal iverksettes.

## 1.3 TILTAK

### 1.3.1 GENERELT OM RENSETILTAK

Beskyttelse av vannforekomster kan oppnås ved reduksjon av utslipp, ved oppsamling av overvann eller ved rensing av overvann. Rensetiltak for overvann er ofte dyre og vanskelig å dimensjonere, da vannmengde og variasjon av forurensningsstoffer er stor. Derfor brukes mest fysiske og fysisk-kjemiske, naturlige metoder, som er gunstigere enn tekniske anlegg når det gjelder kostnader og driftsbehov. Disse naturlige renssetiltak baserer seg på ett eller flere av følgende prinsipper (30):

- Sedimentasjon
- Filtrering
- Infiltrering i jord (binding i mineral- og humusstoffer)
- Planteopptak
- Mikrobiell omsetning

(43)

Statens vegvesen har delt renssetiltak i to trinn for å lettere kunne dimensjonere anlegg med tanke på nødvendig renseseffekt.

- Trinn 1: Sedimentasjon for fjerning av partikler
- Trinn 2: Filtrering gjennom jord/filtermasse for fjerning av oppløste stoffer

De fleste filtreringsmetoder dekker begge trinn, det vil si at partikler og oppløste stoffer fjernes i samme tiltak. Likevel er filtreringsmetoder ofte en del av et større anlegg der et adskilt sedimenteringstiltak inngår som forbehandling. Hensikten med dette er at grove partikler fjernes før vannet sendes til trinn 2 slik at filterflaten ikke tettes. Høyt partikkelinnhold i filtreringstiltak vil føre til et stort behov av drift og vedlikehold. En kombinasjon av sedimentasjon som forbehandling og filtrering som andre rensetrinn vil også gi økt renseseffekt. (43)

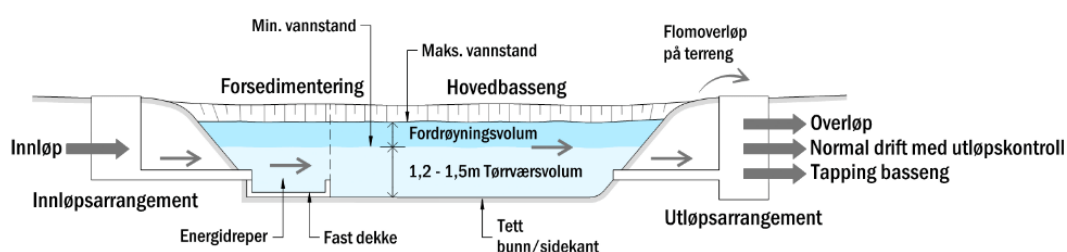
Weisalting og tunnelvask er eksempler på spesielle rensesebehov som eventuelt ikke kan oppnås ved hjelp av naturlige rensemetoder, derfor burde andre tiltak i slike tilfeller vurderes (43). I tillegg til nødvendig renseseffekt er valg av renssetiltak også avhengig av stedlige forhold (areal, grunnforhold, topografi), anleggs- og driftskostnader og landskapstilpasning (2).



## 1.3.2 FORBEHANDLING OG SEDIMENTERING

### Åpen dam

Forbehandling, eller trinn 1-rensing, består ofte av et sedimenteringsbasseng utformet som en åpen dam. En åpen dam har permanent vannspeil og vil i nedbørsperioder slippe like mye vann som det tilføres dammen. Dette sørger for at vannets oppholdstid i bassenget er lang nok slik at grove partikler kan sedimenteres. (44) Figur 5 viser en åpen dam med fordrøyningsvolum som betyr at det permanente vannspeilet er lavere enn maksimalt nivå, og dammen derfor kan bidra til å redusere flomtopper ved sterke nedbørstilfeller (43).



Figur 5. Sedimenteringsbasseng (43)

En energidreper ved innløp senker vannets hastighet for å øke oppholdstiden i dammen. Tabell 3 viser forventet rensegrad av et sedimenteringsbasseng. I tillegg forventes at partikler av mikroplast sedimenteres når disse har en densitet som er større enn  $1 \text{ g/cm}^3$ . Bildekkslitasje som bidrar mye til mikroplastforurensingen, særlig langs veier, har en densitet på ca.  $1,2 \text{ g/cm}^3$ . Det antas samme rensegrad som for suspendert stoff. (43)

Tabell 3. Forventet rensegrad sedimenteringsbasseng (43)

STOFF	RENSEGRAD
Partikler	85 %
Totalfosfor	60 %
Tungmetaller	60-80 %
Organiske forurensninger	70-85 %

For å hindre re-suspending av sedimenter bør det være mulig å tømme dammen slik at bunnslamm kan fjernes. Åpne dammer kan utformes slik at rekreasjonsverdien til området økes men bør være sikret mot at personer kan drukne. Det er derfor ønsket med slake skråninger og gruntvannssoner. (43)

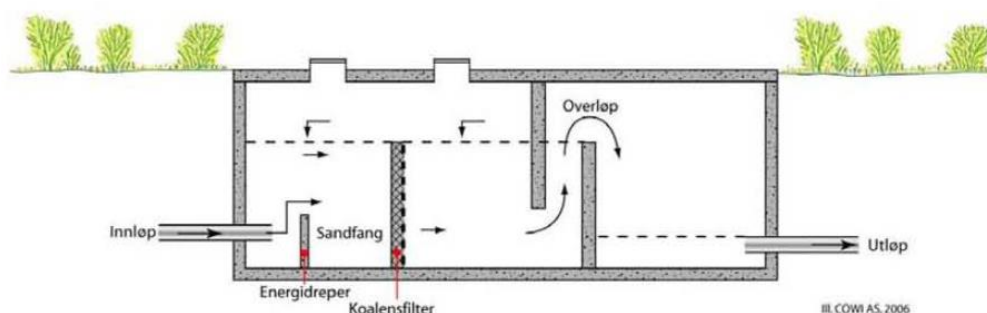
## Underjordiske anlegg

I byer og tettsteder er rensebehovet ofte stort mens det er lite plass til åpne renseløsninger. Et alternativ kan være underjordiske, mer tekniske anlegg.

Det finnes flere sedimenteringsløsninger som er egnet for områder med arealknapphet, som for eksempel et underjordisk sedimenteringsbasseng. Prinsippet er lik andre sedimentasjonsbassenger og kan også utformes med magasineringsvolum. (43)

En kum med formål å holde tilbake større partikler er kalt sandfang. Sand, grus og annet partikulært materiale samles på bunnen for å ikke avleires i ledninger, og minsker slitasje og tetning av rør. (8)

Et underjordisk basseng har liknende funksjon og kan utformes som olje- og sandfang, som vist i figur 6. En energidreper senker vannets hastighet slik at separasjonsprosesser for faste og oljeholdige partikler settes i gang. (45)



Figur 6. Olje- og sandfang (45)

---

### 1.3.3 FILTRERING

#### **Filtermedier**

Overvann kan renses for partikler og uønskede oppløste kjemiske forbindelser i filterbaserte rensesystemer. Dette oppnås ved fysisk kontakt med et filtermedium. Her skilles det mellom gjennomstrømningsfiltre og kontaktfiltre. (45)

Ved gjennomstrømningsfiltre siger vannet gjennom et porøst medium. Partiklene fastes til mediets overflate og filtreres dermed ut av vannet. Oppløste forurensningsstoffer filtreres ved ionebytting eller kjemiske bindingsprosesser. Dette skjer enten i porerommene eller på partikkeloverflaten. Effektiviteten reduseres fort hvis vannet ikke er forbehandlet da filtre tettes som medfører stort driftsbehov. (45)

Kontaktfiltre baseres på at vannet strømmer på overflaten av mediet og forurensningsstoffer fanges opp og bindes i kontaktsonen. Bindingsaktiviteten reduseres når partikler legger seg på filteroverflaten. Derfor er det anbefalt å fjerne partikler på forhånd. Kontaktfiltre krever større areal sammenlignet med gjennomstrømningsfiltre men er hydraulisk mer robuste. (45)

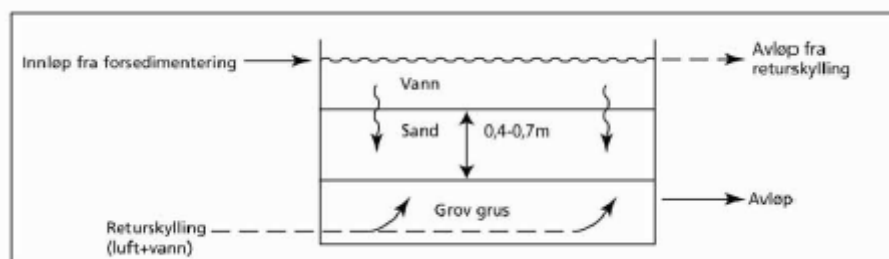
Sand er mye brukt som filtermedium men det kan også brukes andre materialer, som for eksempel antrasitt. For å fjerne for eksempel tungmetaller brukes ofte aktive filtermedier. Tabell 4 viser filteregenskaper til et utvalg av aktive filtermedier. Materialene har ulike adsorpsjonsegenskaper og er derfor egnet til å rense forskjellige stoffer. Flere filtermedier kan kombineres for å oppnå best mulig binding av oppløste stoffer. (45)

Tabell 4. Eksempler på aktive filtermedier (45)

FILTERMEDIUM	MERKNAD
<i>Mineraler og minerogent materiale</i>	
<b>Olivin (MgFe)<sub>2</sub> SiO<sub>4</sub></b>	Høy bindingskapasitet for tungmetaller
<b>Kalkspat – CaCO<sub>3</sub></b>	Mye brukt; øker pH-verdien → påvirker mobilitet til tungmetaller og skaper fellingsprodukter
<b>Zeolitt</b>	Ionebyttere → binde metaller
<b>Filtralite</b>	Lettklinker som holder tilbake olje; inneholder jernoksider og kalsiumbikarbonat som binder tungmetaller
<i>Organiske materialer</i>	
<b>Spesialbehandlet torv</b>	Fjerning av olje, kobber, bly, sink, krom og kadmium
<b>Barkprodukter</b>	Absorpsjon av olje og tungmetaller; brytes lett ned
<b>Chelos absorbent</b>	Opptak av ioniserte tungmetaller

## Filterbasseng

Filterbasseng fjerner, avhengig av filtermedium, forskjellige materiale fra forurenset vann. Figur 7 viser en prinsippskisse for et sandfilterbasseng, der sandlaget fungerer som gjennomstrømnings-filtermedium. Sandfiltre finnes i mange varianter og figuren viser et basseng med returskylling. Det betyr at luft og vann skylles gjennom filteret fra nedsiden opp for å fjerne partikler som har satt seg fast i filtermediet. Dette gjøres for å hindre tetning. (45)



Figur 7. Prinsipp for et enkelt nedstrøms sandfilter med returskylling (45)

Noen av fordelene med et filterbasseng er at det effektivt fjerner partikler på lite areal og er enkelt å føre opp. Det er dermed særlig praktisk for små nedbørsfelt (0,1 – 1 ha) og korte vegstrekninger. Den største ulempen ved bruk av et filterbasseng er at det tilslammer lett. Det er mulig å fjerne de øverste 5 – 10 cm av sandlaget manuelt ca. 1 – 2 ganger per år eller bygge et anlegg med returskylling. For å unngå at partikler tetter filtermediet raskt bør vannet gjennom en effektiv forbehandling. (45)

Dimensjonering av et filterbasseng er avhengig av type TSS, forbehandlingen og ønsket renseseffekt. Hvor mye overflaten kan belastes hydraulisk avhenger dermed også av disse faktorene men anslås til å ligge mellom 5 og 30 m/time. Sandfilteret skal helst være mellom 0,4 og 0,7 m tykk og sanden er anbefalt å ha en kornstørrelse mellom 1 og 3 mm der mindre enn 10 % har en diameter under 0,5 mm. I et anlegg med returskylling anbefales et intervall fra 3 til 10 timer for å rense filterlaget. (45)

Tabell 5 viser rensesegraden av et filteranlegg for noen utvalgte stoffer. Suspendert stoff og olje kan renses med en virkningsgrad større enn 80 %. (45) Hvorvidt slike anlegg filtrerer mikroplast er ennå ikke undersøkt. Det antas at renseseffekten for mikroplast kan sammenlignes med andre partikler av samme størrelse. (43)

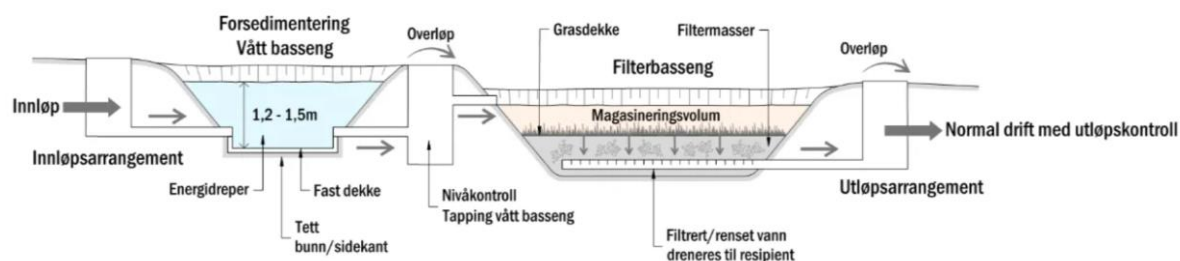
Tabell 5. Forventet rensesegrad i et enkelt sandfilter (45)

<b>STOFF</b>	<b>RENSEGRAD</b>
<b>Suspendert stoff, TSS</b>	85 %
<b>Totalfosfor</b>	60 %
<b>Totalnitrogen</b>	35 %
<b>«Metaller»</b>	ca. 50 %
<b>Hydrokarboner (olje)</b>	ca. 80 %

## **Tørr dam**

Tørrdammer er anlegg som brukes for fordrøyning av overvann ved sterke regn men som i tørrværsperioder ikke er vannfylte. Tørrdammer som har rensformål kan utformes som infiltrasjons- eller filterbasseng. Figur 8 viser et filterbasseng der vannet filtreres gjennom tilførte filtermasser og dreneres til resipient. I et infiltrasjonsbasseng vil vannet infiltreres i stedeagne masser. Overflaten til begge bassengtyper kan utformes med plen, vegetasjon og terskler for å senke vannets hastighet og dermed øke

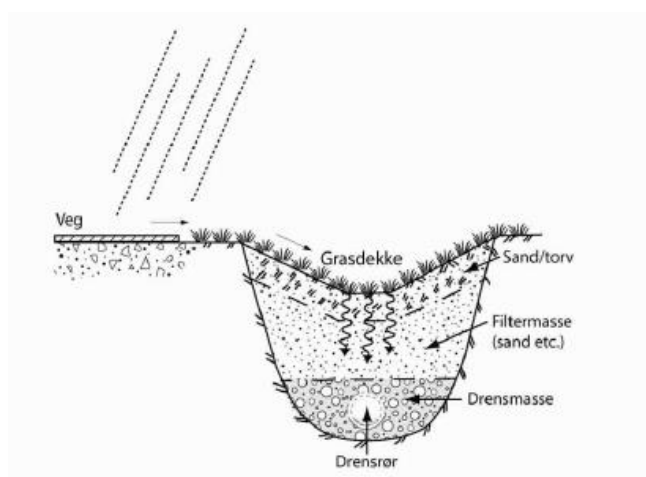
oppholdstiden på filterlagene. En tørr dam vil også fungere som sedimenteringsbasseng men ulemper er at sediment kan tette filterflaten og at det kan re-suspenderes. Derfor anbefales adskilt forsedimentering, som vist på figur 8. (43)



Figur 8. Tørrdam med forsedimentering (43)

## Filtergrøft

En filtergrøft tar utgangspunkt i en vanlig veggrøft som har som hovedmål å transportere og fordrøye vann. Ved å tilføre filtermasser, som for eksempel sand, kan vannet filtreres ned til drensmasser der det videreføres i et drenerør. Prinsippet av oppbyggingen er vist i figur 9. Ved å tilsette andre filtermaterialer kan en økt rensesgrad oppnås. (45)



Figur 9. Skisse av åpen filtergrøft (45)

Når vannet siger gjennom filtermassene fjernes oppløste og partikulære stoffer. Avrenningen kommer direkte fra vegarealet uten forbehandling. Dette medfører en større belastning med grove partikler. For å hindre gjentetting av overflaten anbefales en grasdekket grøft og bruk av fiberduk mellom filterlagene anbefales ikke. For å øke oppholdstiden av vannet i grøfta kan det settes opp terskler som magasinerer vannet. Lav vannhastighet vil øke rensgraden. Tabell 6 viser forventet rensgrad, som har et stort spenn, da rensgraden avhenger av flere fysiske og kjemiskbiologiske faktorer. På grunn av disse faktorene varierer også infiltrasjonskapasiteten fra 1,4-4,2 m/døgn. (45)

*Tabell 6. Forventet rensgrad i en filtergrøft (45)*

<b>STOFF</b>	<b>RENSEGRAD</b>
<b>Suspendert stoff, TSS</b>	70-90 %
<b>Totalfosfor</b>	50-70 %
<b>Tungmetaller</b>	70-90 %
<b>Organisk stoff</b>	70-90 %

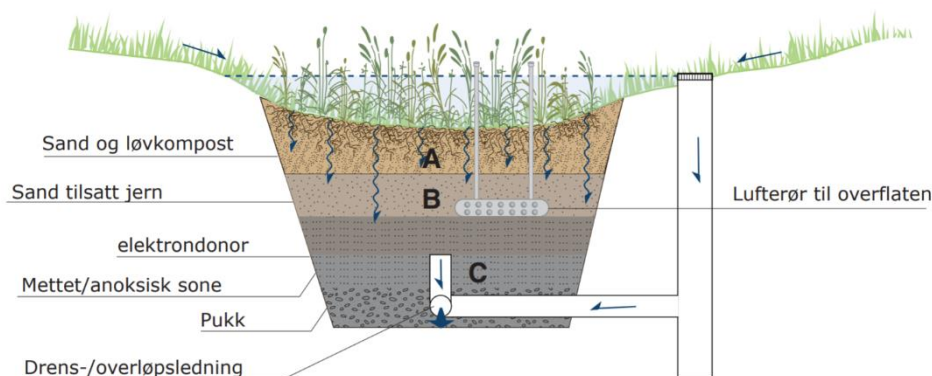
#### 1.3.4 VEGETATIVE RENSEMETODER

Rensemetoder der planter benyttes for å oppnå ønsket rensing kalles for vegetative rensemetoder. Dammer, regnbed og vegetasjonsgrøfter anlegges slik at overvannet renses ved infiltrasjon, sedimentasjon og planteopptak. Vegetasjonen spiller altså en sentral rolle i rensprosessen og bidrar til redusert vannhastighet og økt sedimentasjon. Plantenes overflater skaper biofilmareal og lokale sedimentasjonsflater. Bioretensjonssystemer gir økt permabilitet i sediment som fører til bedre forhold for mikrobiell omsetning. (44)

#### **Regnbed**

Regnbed er en beplantet forsenkning som samler, fordrøyer og renses overvann. Figur 10 viser hvordan et regnbed kan bygges opp for å nå en 3-trinns rensprosess. Det øverste laget, A, består av sand og løvkompost. Der fjernes partikler, løste tungmetaller og organiske miljøgifter. Det andre laget, B, består av sand med tilsatt jern hvor det fjernes fosfat i en aerob prosess. Luftrør sørger for nødvendig lufting. Lag C, som vist på

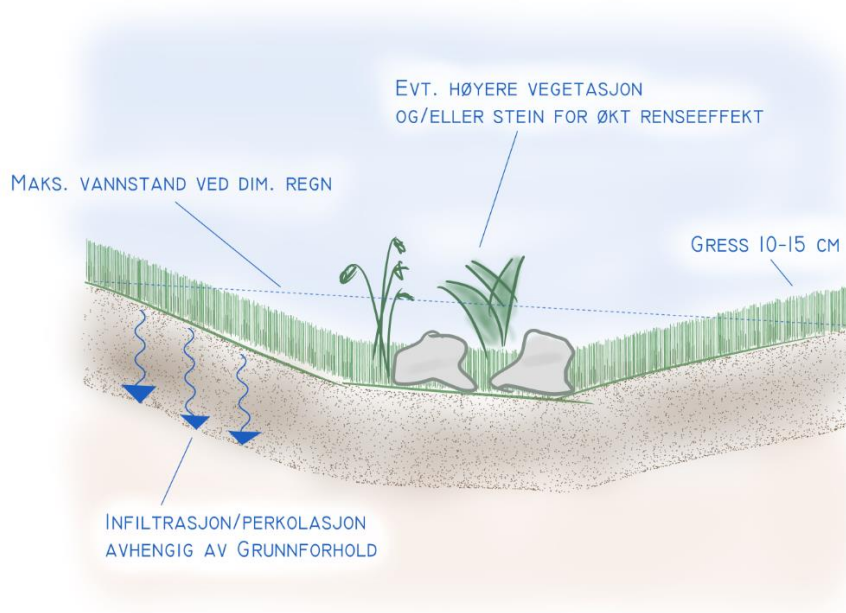
figuren, er en mettet/anoksisk sone med elektrondonor. Dette for å fremme denitrifikasjon. Renseeffekten avhenger av type og variasjonen i beplantningen men kan forventes til å være opptil 90 % for partikler, olje, tungmetaller og PAH-forbindelser. (46)



Figur 10. Konseptuell illustrasjon av regnbed som 3-trinns renseprosess (46)

## Infiltrasjonsgrøft

Infiltrasjonsgrøft er en grunn dreneringsgrøft med sidehelninger. På grunn av den store overflaten reduseres vannets hastighet og vannet kan infiltreres i underliggende masser, som vist i figur 11. Vegetasjonen i grøfta bidrar til økt fordrøyning og fungerer i tillegg som filtermedium. (47)



Figur 11. Infiltrasjonsgrøft (Skisse: Mirjam Gieselmann)



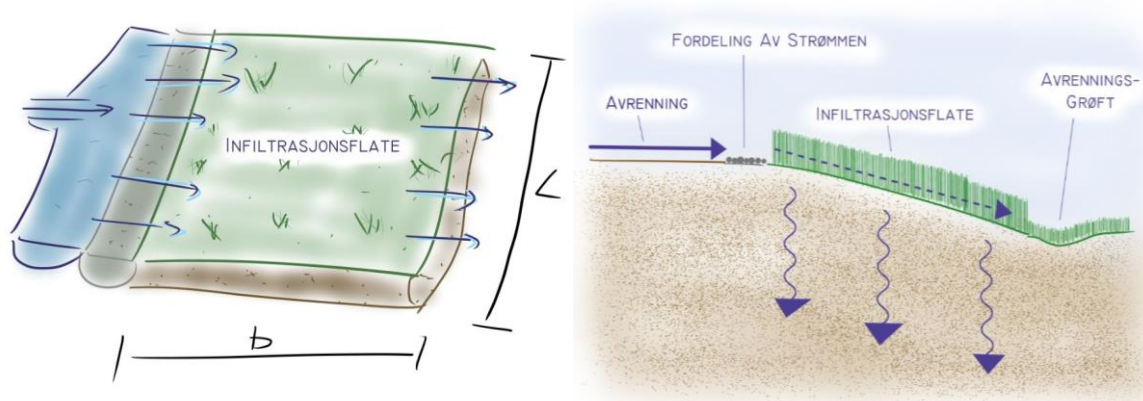
Grøften er bare vannfylt under kraftig nedbør som medfører at skråningen fungerer som infiltrasjonsflate under vanlig nedbør. Infiltrasjonsflaten bidrar til økt rensing ved å fange opp sediment og forurensning. Det gir altså en større renseseffekt når vannet strømmer ned fordelt over hele skråningen enn når strømmingene konsentreres.

Renseeffekten avhenger også av beplantningenes høyde, heterogen utforming og tetthet. Jo mer planter desto større sedimentasjon og rensing. (48) Vannet som ikke infiltreres ledes bort til sluk og videre i drensrør (47). En av ulempene med denne type grøft er mulighet for resuspensjon av partikler ved kraftige regn (48).

Det anbefales å klippe gresset ikke oftere enn 2 ganger per år da hyppigere klipping kan føre til utskylning av organisk materiale og næringsstoffer. Grøften kan deles opp i mindre parseller for å øke oppholdstiden til vannet. Dette vil også skape et større magasineringsvolum. Maksimalt fall i lengderetning er 3 % for å sikre lav vannhastighet. Jorda skal ikke komprimeres fordi det vil hindre infiltrasjon. (48)

## Overrislingszone

Overrislingszone fungerer etter samme prinsipp som infiltrasjonsgrøft. Overvannet renner ned en grunn skråning der det infiltreres i jorda. Som vist i figur 12 skal vannet renne ned infiltrasjonsflaten ikke som en strøm men det skal være jevnt fordelt over lengden for å utnytte hele infiltrasjonsarealet og for at ikke kanaler dannes. Fordelingen kan for eksempel oppnås ved å sette opp en liten terskel som fordeler strømmingen. Dette vil også redusere faren for erosjon. (48)



Figur 12. Infiltrasjonsstripe (Skisse: Mirjam Gieselmann)

Overrislingszone renses i hovedsak sediment og partikkelbundne stoffer og skal dimensjoneres for mindre regn. På grunn av risikoen for erosjon anbefales det å sørge for omløp ved større regn. Vannhastigheten ned skråningen burde ikke overstige 0,3 m/s for å oppnå god renseseffekt. (48)

### Våtmarksfilter

Våtmarksfilter er en grunn dam med variert vegetasjon. Tiltaket er særlig egnet for å fjerne nitrogen og fosfor fra overvann og brukes derfor i landbruksområder. Rensingen skjer ved at biofilmen på plantene omdanner stoffene til gass og ved at alger og røtter tar opp nitrogen og fosfor. Oksygen frigjøres så av plantene som igjen øker omsetningen av nitrogen og fosfor. (49;50)

Dammen skal være like dyp (vanligvis 20-40cm) over hele arealet for å hindre oppsamling av vann på ett sted. Vegetasjonen i dammen anbefales til å bestå av stedege våtmarksplanter. Dammen bør ha tilstrekkelig tilgang til sollys for å sikre biologisk aktivitet. (49;50)

Våtmarksfilter er ofte del av et større anlegg som fangdam, hvor flere tiltak kobles i rekke for økt renseseffekt. Blant tiltakene bør det alltid være et sedimenteringsbasseng for å fjerne grove partikler og for å binde næringssalter til jord. Figur 13 viser et eksempel på en fangdam med overrislingszone, der våtmarksfilteret beskrives som vegetasjonszone.



Figur 13. Vanlige komponenter i en fangdam (49)

---

### 1.3.5 BEMERKNINGER

Norge har kommet på rett spor de siste årene med tanke på rensing av overvann. Flere rensemetoder er blitt tatt i bruk og forsket videre på, men det er fortsatt mangel på kompetanse på flere nivå. Et enkelt eksempel på dette er at det ikke finnes like detaljerte norske oversettelser av tiltaksnavn som det finnes på svensk eller engelsk. Videre er det vanskelig å finne gode oversikt over detaljerte tiltaksutforminger, erfaringer og målinger gjennomført i Norge. Dette tyder blant annet på lite bruk og differensiering ved utforming av tiltak.

Det er viktig å bemerke at rens tiltak for håndtering av forurenset overvann er en midlertidig løsning og ikke et bærekraftig svar på forurensningsproblematikken. Rens tiltak for overvann har dessuten lite virkning på andre forurensningsformer, slik som luft- og grunnvannforurensning. Den beste måten å redusere utslipp til resipient på, er å minske forurensningen ved kilden parallelt med bruk av rens tiltak.

## 1.4 LOVVERK OG RENSEKRAV

### 1.4.1 DAGENS SITUASJON

Eksisterende lover, regler og retningslinjer omhandlende overvann og rensing av overvann er spredt mellom flere forskjellige lover og forskrifter, noe som fører til utydelige rammebetingelser. Regelverk er også ofte knyttet opp mot virksomheter og sektorer som på ulik måte berøres av overvann, samt rettslige emner som naboforhold og forsikring. Utslipp av forurenset overvann omtales som «diffuse kilder» og det er vanskelig å fastslå når forurenset overvann utløser forurensningslovens anvendelse. (8)

**Forurensningsloven** anvendes i hovedsak når forurensning i forbindelse med overvann betegnes som skade og ulempe for miljø, som for det meste forekommer i forbindelse med oppsamlet overvann i byområder og veganlegg. Forurensningsloven gir også føringer for tillatelse til utslipp. **Forurensningsforskriften** gir føringer for forvaltning og krav til påslipp av overvann til offentlige avløpsanlegg, slik at forurensningsmyndighet har mulighet til å regulere overvann. **Vannforskriften** gir føringer for miljømål og hvordan de skal nås, og krav til rensing vil ofte forbindes med denne lovens føringer. **Plan- og bygningsloven** anvendes til å sikre nødvendig areal til renseløsning og håndtering av overvann. (51-56)

Det finnes ingen legaldefinisjon av overvann i dagens lovverk, hvor overvann inngår under definisjonen av avløpsvann jamfør forurensningsloven § 21. Denne paragrafen definerer også avløpsanlegg som anlegg for transport og behandling av avløpsvann, slik at det ikke er et rettslig skille mellom avløpsanlegg og overvannsanlegg. Fellesbetegnelsen avløpsanlegg omtaler altså overvann uansett om det går i felleslesystem, separatsystem, eller i åpne eller lukkede grøfter. Om overvann er forurenset eller ikke er uten betydning.

Kommunen har mulighet til å påvirke forurensning av overvann indirekte ved forbud mot bruk av piggdekk jamfør forurensningsforskriften. Kommunen kan gi pålegg om tiltak som vil gi bedre infiltrasjon i grunnen jamfør vannressursloven § 7, dersom dette kan gjøres uten urimelige kostnader. Veglova sikrer diverse håndbøker hjemmel i lov jamfør § 13. N200 er sentral for utforming og bedømmelse av riktige forurensningstiltak. (57)

## **Planprosessen**

Planlegging er sentralt for å sikre at det tilrettelegges for rensing av overvann. Disponering av areal har betydning både for hvilke renserebehov som oppstår, og for hvilke arealer som kan disponeres til håndtering av overvann og eventuelle renseløsninger. (57)

Jamfør vannforskriften kapittel 4 «Organisering av arbeid» skal vannforvaltningsplaner med tilhørende tiltaksprogrammer foreligge for landets vannregioner, som administreres av fylkeskommuner utpekt som vannregionmyndigheter. Ansvar til vannregionmyndigheten er blant annet å følge opp myndigheter som har oppgaver i henhold til vannforskriften, og å legge til rette for arbeid for å nå miljømål presentert i vannforskriftens kapittel 2. Statlige organer og kommuner har jamfør plan- og bygningsloven § 8-3 rett og plikt til å delta i nevnt planlegging, og oppdatert vannforvaltningsplan skal vedtas som regional plan etter § 8-4. Planlegging etter plan- og bygningsloven gjelder også for veger og avløpsanlegg.

For rensing av overvann er planlegging på kommunalt nivå gjennom arealplaner og reguleringsplaner mest relevant, hvor planlegging av løsninger forekommer i selve prosjekteringsfasen. Her er det spesielt viktig med god kommunikasjon mellom forurensningsmyndighet, kommuner og prosjekteringsansvarlig for å sikre gode løsninger. Håndbok N200 presenterer krav til dokumentasjon som skal foreligge i forskjellige planfaser etter tabell 7. (26)

Tabell 7. Plan for overvannshåndtering og drenering på ulike plannivå 402.1 (26)

Tema	Konsekvens- utredning	Reguler- ingsplan	Prosjekt- ering
Kartlegging av feltgrenser, vannveger og flomveger i nedbørsfeltene	(X)	X	D
Vurdering av flomvannstand og vegens høyde	X	X	D
Kartlegging av avrenningsforhold	(X)	X	D
Kartlegging av erosjon- og massetransportsforhold i aktuelle vannveger	(X)	X	D
Kartlegge vandringsveger for fauna	(X)	X	D
Kartlegge forurensningskilder som kan påvirke drikkevann, vassdrag, grunnvann og andre sårbare resipienter	(X)	X	D
Kartlegging av eksisterende drenering i området		X	D
Arealbehov ved endring i elve- og bekkereguleringer (i samarbeid med vassdrags- og miljømyndighetene)		P	D
Avledning av vann fra veg- og skråningsareal		P	D
Hindre/begrense endring i grunnvannsnivå		P	D
Vurdere endringer i normalprofilen, f.eks. ved nedføring mellom veger, ramper, G/S-veger			D
Planlegging, dimensjonering og detaljprosjektering av tiltak			P
(X) = Kartlegging av beskrevet forhold anbefales X = Kartlegging av beskrevet forhold skal gjennomføres P = Prinsippløsning skal foreligge D = Detaljløsning som viser arealbruk og utforming av løsninger skal foreligge			

## Transport i ledninger

Ledningsnett for avløpsvann er enten laget som separatsystem eller fellessystem. I separatsystem transporteres overvann i egne separate overvannsledninger, mens overvann og spillvann går i samme ledning ved fellessystem. Etter nasjonale mål for vann og helse (58) bør overløp for et rensedistrikt være mindre enn 2 prosent av forurensningsproduksjonen, som i praksis betyr at overvann bør separeres fra spillvann i størst mulig grad, og at kun 2 prosent av avløpsvannet, inkludert overvann, bør gå i overløp. (59;60)

Som resultat av at fellesnett i større grad separeres, og at større mengder overvann håndteres lokalt, vil rensebehovet for overvann i avløpsrenseanlegg bli mindre, og overbelastning av renseanlegg vil forekomme mer sjeldent. Forurensing i forbindelse med «first flush», hvor sedimentert forurensing i fellesnett føres i overløp og ikke til renseanlegg, vil unngås (8). Forurensing som følge av overvann vil spres over større områder og i større grad føres direkte til resipient, noe som stort sett er positivt. Resipienter som belastes av avløpsrenseanlegg vil bli mindre forurenset, men forurensing kan mulig nå mer sårbare resipienter enn tidligere. (8)

Norge er på etterslep når det gjelder fornyelse av avløpssystemet i flesteparten av vannregionene. For eksempel er avløpsnettet i Trondheim bestående av ca. 50 % fellessystem, 40 % separatsystem og 10 % ikke-virksomt separatsystem (61). (59)

### **NOU 2015:16 overvann i byer og tettsteder**

Regjeringen nedsatte i 2014 et overvannsutvalg for å gjennomgå lovgivning og rammebetingelser for kommunenes håndtering av overvann i byer og tettsteder. Utredningen NOU 2015/16 (8) var resultatet av arbeidet fra nevnt utvalg, og ble lagt frem for Klima- og miljødepartementet 2. desember 2015. Utredningen resulterte i en forslagspakke med endringer, blant annet i plan- og bygningsloven, forurensningsloven og vass- og avløpsanleggslova. (8)

Utredningen vurderer gjeldende og alternative virkemidler og rammebetingelser for håndtering av overvann i del III. Hvor den også sammenfatter en oversikt over gjeldende rett for overvann og krav til hindring av forurensing. (8)

### **NORWAT**

Norwegian Road Water (NORWAT) var et fireårig forskings og utviklingsprogram, i Statens vegvesen, utført i perioden 2012-2016. Formålet med arbeidet var å bringe frem ny kunnskap og metoder for å bygge og drifte veg uten uakseptable skader på vannmiljøet i Norge. Fokuset for forskningen omhandlet kjemikalier og biologiske virkninger forurenset overvann har på norske vannmiljø, og hvilke tiltak som er best egnet til å redusere miljøskader fra forurenset overvann. NORWAT har også hatt en direkte påvirkning på håndbok N200 og dens standarder. Produserte publikasjoner som resultat av NORWAT finnes på Statens vegvesens nettsider (62). (63)

---

#### 1.4.2 NÅR MÅ OVERVANN RENSES?

Miljødirektoratet har, på bakgrunn av NOU 2015/16 (8) og utviklingsprogrammet NORWAT (63), konkludert med at forurensning fra overvann normalt sett ikke vil medføre nevneverdig skade eller ulempe (64). Dette betyr at overvann vanligvis ikke utløser rensekrav eller utslippstillatelse jamfør forurensningsloven § 8 tredje ledd. Det

er imidlertid viktig å presisere når overvann betegnes som forurenset i den grad at utslipp utgjør et miljøproblem, slik at forurensningsloven får anvendelse. Miljødirektoratet har i den sammenheng gitt følgende føringer:

- Forurenset overvann vil i enkeltstående saker normalt ikke føre til skade eller ulempe som krever tillatelse (38).
- Overvann fra åpne tettsteder med andel tette flater < 50 % krever normalt ikke rensing (4).
- Overvann fra tette byer med andel tette flater > 50 % krever normalt rensing (4).
- For overvann der konsentrasjonen av miljøgifter overskrider 10 ganger miljøkvalitetsstandardene for årlig gjennomsnitt etter vannforskriftens vedlegg «VIII. Miljøkvalitetsstandarder for miljøgifter i vannforekomster», bør tiltak vurderes. Stoffer som spesielt burde vurderes er bly, kadmium, nikkel, benzen og DEHP. (4)
- For overvann/vaskevann fra tunneler anbefales alltid rensing. (7)

Håndbok N200 presenterer veiledninger etter tabell 8, og har hjemmel i lovverk jamfør veglova § 13. Inndelingen i tabellen er utarbeidet av NORWAT og beskrives i artikkelen «forslag til nye retningslinjer for rensing av veiavrenning og tunnelvaskevann» (39). (26)

Tabell 8. Risiko for biologisk skade i vannforekomst og behov for rensiltak (26)

Trafikk (ÅDT)	Biologisk påvirkning	Behov for rensiltak
< 3 000	Lav sannsynlighet for biologiske effekter i vannforekomsten.	Ikke rensiltak, avrenning over vegskulder og infiltrasjon i grunnen.
3 000 – 30 000	Middels – høy sannsynlighet for biologiske effekter i vannforekomsten. Vannforekomstens sårbarhet ( <i>lav, middels, høy</i> ) er avgjørende.	Rensiltak skal benyttes hvis vannforekomsten har <i>middels</i> eller <i>høy</i> sårbarhet. Ved vannforekomster med <i>høy</i> sårbarhet og hvor ÅDT > 15 000 bør rensiltaket minimum bestå av to trinn.
> 30 000	Høy sannsynlighet for biologiske effekter i vannforekomsten.	Rensiltak skal benyttes, også ved utslipp til kystvann. Rensiltak bør minimum bestå av to trinn.

### Vurdering av vannforekomstens sårbarhet

Gjennom Statens vegvesens rapport nummer 597 (65) er det utarbeidet to sårbarhetsmatriser (se vedlegg 4) for vurdering av vannforekomsters sårbarhet basert



på kriterier fra vannforskriften og naturmangfoldloven. Vannforekomster vurderes etter utvalgte kriterier basert på poenggivning fra 1-3, og beregner så en gjennomsnittsverdi for hver av matrisene. Gjennomsnittsverdien gir så en plassering i en av tre sårbarhets kategorier: «Lav», «Middels», eller «Høy». Matrisen som oppgir den høyeste sårbarheten er bestemmende, da vannforskriftens prinsipp om at «det verste resultatet styrer» benyttes (51). Denne metoden egner seg for bekker, elver og innsjøer, ikke kyst- og grunnvann. Statens vegvesen rapport nummer 578 (9) en utdypende veiledning for vurdering av sårbarhet for avrenningsvann fra vei under anlegg- og driftsfasen, og ses i sammenheng med rapport nummer 597. (9;65)

Definisjon av sårbarhet etter Statens vegvesens rapport nummer 597 er «En vannforekomst sin evne til å tåle og eventuelt restitueres etter aktiviteter eller endringer i miljøforholdene» (65). Dette vil si at vannforekomster med stor evne til å tåle belastninger og til å kunne restitueres er lite sårbare, mens de med liten evne har høy sårbarhet. (9;65)

### **Økologisk og kjemisk tilstand**

Vannforskriftens føringer for økologisk og kjemisk tilstand kan, jamfør vannforskriftens § 4 og forurensningsforskriftens kapittel 17, utløse krav til rensing og trumfe andre sårbarhets kriterier. Om dette forekommer må tiltak iverksettes, også i kystvann. Vannforskriftens vedlegg «VIII. Miljøkvalitetsstandarder for miljøgifter i vannforekomster» er spesielt viktige i sammenheng med rensing av overvann. Det bemerkes at kadmium, bly, kvikksølv og nikkel er unntak fra standardene jamfør vannforskriftens vedlegg VIII punkt E.3, og for metallers vedkommende er miljøkvalitetsstandardene for «konsentrasjonen i oppløsning» gjeldende. Disse standardene finnes i Miljødirektoratets veileder M-608 (66) «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota». (51)

Miljødirektoratets veileder M-608 (66) presenterer klassegrenser og grenseverdier som vist i tabell 9. Figuren ses i sammenheng med vannforskriftens miljømål jamfør § 4, om å oppnå minst god økologisk og god kjemisk tilstand i vannforekomster i Norge. Disse grenseverdiene omtaler tilstanden til resipient i µg/l, ikke grenseverdier for overvann.

Tabell 9. Klassifiseringssystem for vann og sediment (66)

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC <sub>akutt</sub>	Øvre grense: PNEC <sub>akutt</sub> * AF <sup>1)</sup>	

1) AF = sikkerhetsfaktor, AA = årlig gjennomsnitt, MAC = maksimal verdi for, QS = kvalitet standard, PNEC = predicted No Effect Concentration, MAC-QS = PNEC<sub>akutt</sub>.

«Kriteriene for øvre grense for klasse II og III i klassifiseringssystemet er i samsvar med Vanddirektivets miljøkvalitetsstandarder AA-EQS og MAC-EQS. Øvre grense for klasse II tilsvarer AA-EQS, som er grenseverdien for kroniske effekter ved langtidsseksponering, og øvre grense for klasse III tilsvarer MAC-EQS, som er grenseverdien for akutt toksiske effekter ved korttidseksponering.» (66)

## Overvåking av vannforekomster

Det stilles krav til tilstrekkelige regionale programmer for å sikre en helhetlig overvåking av tilstanden til vannregionene i Norge jamfør vannforskriftens § 18 samt vedlegg «V. Klassifisering og overvåking». Dette innebærer blant annet kartlegging av biologisk og kjemisk tilstand av overflatevann. Fylkesmannen har ansvar for å koordinere overvåking og registrering av overvåkningsdata i samråd med sektormyndigheter, fylkeskommuner og kommuner (51). Registrering blir gjort ved hjelp av det nettbaserte kartverktøyet «Vann-nett» (67). Miljømyndighetenes fagsystem «Vannmiljø»(68) spiller også en sentral rolle i overvåking-, registrering- og analyseprosessen for vannforekomster(68).

«Vann-nett» gir informasjon i form av faktaark, rapporter og interaktive kart. Her er det mulig å få oversikt over vannforekomster og registrerte data på forskjellige nivåer, for eksempel vannregions-, kommune- eller vannforekomstnivå. Det foreligger stort sett god data i sammenheng med kartlegging av økologisk tilstand, men mindre data om kjemisk tilstand. Kjemiske målinger og vurderinger foretas for det meste i sammenheng

med større overflatevann. Videre informasjon rundt kvalitetselementer, hva som påvirker resipienter og tiltak presenteres også. På miljømyndighetenes fagsystem «Vannmiljø» finnes det en interaktiv kartdatabase som presenterer spesifikke målinger og faktaark. (67;68)

### **Tillatelse til utslipp av forurenset avløpsvann og overvann**

Jamfør forurensningsloven § 11 kan forurensningsmyndigheten gi utslippstillatelse til virksomhet som kan medføre forurensing. Det er derimot ikke vanlig å gi utslippstillatelser for forurenset overvann. Det gjøres for det meste i henhold til veganlegg med høy ÅDT og/eller ved spesielt sårbare resipienter.

I forbindelse med utslipp av anleggsvann som forurennes ved vegbygging og anleggsvirksomhet oppgir forurensningsmyndighet i noen tilfeller grenseverdier. Trondheim kommune henviser til tabell 10, som viser grenseverdier for anleggsvann i Trondheim.

*Tabell 10. Grenseverdier for anleggsvann Trondheim*

<b>Komponent</b>	<b>Grense i mikrogram pr. liter</b>
<b>Bly (Pb)</b>	30 [µg/l]
<b>SS (mg/l)</b>	100-500 [mg/l]
<b>Kobber (Cu)</b>	150 [µg/l]
<b>Sink (Zn)</b>	150 [µg/l]
<b>Krom (Cr)</b>	150 [µg/l]
<b>Nikkel (Ni)</b>	150 [µg/l]
<b>PAH</b>	3 [µg/l]
<b>Olje (mg/l)</b>	50 [mg/l]
<b>pH</b>	6-9

Når det søkes om utslippstillatelse, er det søker som skal dokumentere hvordan utslippet vil påvirke resipienten. Søker skal oppgi opplysninger som er nødvendige for å kunne vurdere om tillatelse bør gis og hvilke vilkår som skal settes. Forurensningsmyndigheten kan også jamfør forurensningsloven § 12 fastsette hvilke

opplysninger eller undersøkelser søkeren må sørge for. Vilkår i utslippstillatelse skal fastsettes jamfør forurensningsloven § 11 og 16. (56)

Hvis det søkes om å slippe ut avløpsvann med forskjellige konsentrasjoner [ $\mu\text{g/l}$ ] og en bestemt vannmengde [ $\text{l/s}$ ], må søkeren vise at dette ikke endrer tilstandsklassen til resipienten (foruten i innblandingssonen). Hvis søker ikke kan vise til dette må avløpsvannet renses bedre, og her er det underforstått at overvann inngår i definisjonen av avløpsvann. (56)

Kommunen er forurensningsmyndighet for påslipp til offentlig avløpsnett, og kan fastsette mer spesifikke krav til påslipp jamfør forurensningsforskriften § 15A-4. I denne sammenheng er mengde vann som tillates på offentlig avløpsnett ofte regulert, mens krav til rensing sjeldent foreligger. Krav til prøvetaking, mengdemåling, overvåking og rapportering er også relevante. Fylkesmannen er derimot forurensningsmyndighet etter § 15A - 5 og § 15A - 6 som omtaler fotokjemikalieholdig avløpsvann og amalgamholdig avløpsvann. (52)

---

### 1.4.3 HVILKE RENSETILTAK KREVES

#### **N200**

Krav for rensertiltak etter N200 stilles etter tabell 8 og tabell 11, og omtaler rensing etter to trinn. Primærfunksjonene til trinn 1 og 2 samt kategorisering av hva de innebærer presenteres i N200 (se tabell 11) som skal tas i bruk ved vurdering av rensertiltak. (26)

Ved ÅDT > 3 000 og utslipp til vannforekomster som har middels eller høy sårbarhet skal rensertiltak som minimum fjerner partikkelbundne forurensningsstoffer benyttes (trinn 1).(26)

Ved ÅDT > 15 000 og utslipp til vannforekomster med høy sårbarhet bør rensertiltaket fjerne partikkelbundne og løste forurensningsstoffer (benytte trinn 1 og trinn 2). (26)

I tilfeller hvor vannforekomst er vurdert til å ha høy risiko for skader som følge av vegsalting samtidig som det er utløst krav om rensertiltak for forurenset overvann, kan rensertiltak kombineres med bortledning og utslipp av rensert overvann til en mindre sårbar vannforekomst. (26)

Tabell 11. Ulike trinn for rens tiltak og deres primære rens funksjon (26)

Trinn 1 Primærfunksjon: fjerning av partikkelbundne forurensningsstoffer			Trinn 2 Primærfunksjon: fjerning av løste forurensningsstoffer	
Naturbasert sedimentasjonsbasseng	Infiltrasjons-/filterløsning (stedegne eller tilførte masser)	Teknisk rens tiltak (lukket basseng, rør m.m.)	Infiltrasjons-/filterløsning (stedegne eller tilførte masser)	Lukket filter (basseng, rør m.m. og tilførte masser)

N200 presenterer en generell funksjonsbeskrivelse for rens tiltak for overvann:

- *Forurenset overvann fra veggen skal samles opp og ledes til rens tiltaket.*
- *Rent overvann fra områder utenfor veggen skal avskjæres og føres utenom rens tiltaket.*
- *Rens tiltaket skal fungere gjennom hele året og kunne tilbakeholde akutte utslipp ved at innløp og utløp er dykket.*
- *Ved overbelastning skal rens tiltaket føre vann til en trygg flomveg, dimensjonert for vannføring ( $Q_{dimT}$ )*
- *Rens tiltak skal ha enkel adkomst for maskinelt utstyr for drift og vedlikehold (for eksempel slamfjerning, vegetasjonskontroll, prøvetaking av vann og slam).*

(26)

utdypende informasjon om utforming og funksjon av rens tiltak presenteres også i håndbok N200. Driftsinstruks og forvaltningsplan skal utarbeides for tiltak, men videre informasjon eller veiledning presenteres ikke. (26)

#### 1.4.4 LEGALE INNVENDINGER I NÅTID

Miljødirektoratet sendte, 02.03.2020, på høring forslag til endringer i forurensningsloven og vass- og avløpsanleggslova, på oppdrag fra klima- og miljødepartementet. Forslag til endringer er gitt som oppfølging av NOU 2015:16 (8), for å bedre overvannshåndtering. Miljødirektoratets referanse er 2030/3211 og høringsfrist er 02.06.2020. (69;70)

Miljødirektoratets forslag:

- Forurensningsloven § 21 – forslag til endringer i definisjonen av avløpsanlegg og ny definisjon av overvann
- Forurensningsloven § 22a – forslag til hjemmel for pålegg om frakobling av overvann og overvannstiltak
- Vass- og avløpsanleggslova – forslag til omstrukturering av loven og regulering av forholdet mellom abonnent og kommunen som eier av vann- og avløpsanlegg mm.

(70)

Kommunal- og moderniseringsdepartementet sendte også, 02.03.2020, på høring forslag til endringer i plan- og bygningsloven (71), med forslag til virkemidler for kommune for å hindre skader og ulemper fra overvann. Direktoratet for byggekvalitet sendte samtidig på høring forslag til justeringer i byggesaksforskriften og teknisk forskrift. (71)

---

#### 1.4.5 BEMERKNINGER

Ettersom utslippsbegrensninger varierer for forskjellige resipienter og rensegraden av tiltak er vanskelig å fastslå, stiller ikke veiledere og lovverk bestemte utslippsbegrensninger for forurenset overvann. Med bakgrunn i samme argumentasjon er det også vanskelig å bedømme om effekten av tiltak er tilstrekkelig, eller hvilke rensetiltak som burde prosjekteres. Det oppfordres til å gjennomføre miljømessige risikovurderinger for tenkte tiltak og utslippsinnvirkning på resipient, men hvordan en slik risikovurdering gjøres og hvem som har denne kompetansen er ikke innlysende. Samarbeid på tvers av kompetanse, fagområder og etater er i den sammenheng nødvendig. Videre utvikling av eventuelle retningslinjer og metode for risikovurdering, samt utvikling av modeller eller behjelpelige programvarer er av interesse. Innsamling av overvåkingsdata, både for resipient og rensetiltak, er essensielt for videre oppfølging og optimalisering av renselanlegg, samt fastsettelse av rammer for vurdering av resipient.

## 1.5 MENGDER FORURENSING

### 1.5.1 Metode for beregning av årlige utslipp fra overvann på landsbasis

Bedriften COWI har etter oppdrag fra miljødirektoratet beregnet årlige utslipp fra overvann på landsbasis per 2012 gjennom rapporten «COWI 2012» (2). Utslippene som er beregnet er hovedsakelig rettet mot prioriterte miljøgifter etter miljødirektoratets veileder M-608 (66) og tungmetaller. Beregningene innebærer 8 standardparametere, 8 tungmetaller og 20 organiske miljøgifter i overvann. (2) Se vedlegg 5 for beregningsresultater. Resultatene i vedlegget er grunnlaget for estimering av dagens forurensningsmengder (2020) i delkapittel 1.4.2.

Beregningene i rapporten er basert på fem forhold; arealstørrelse, arealtype, nedbørsmengde og avrenning, og stoffkonsentrasjon i avrenningen.

Årlig utslipp av forurensninger fra ulike arealtyper beregnes etter følgende formel:

$$L = Q_{\text{år}} * C * 10^{-3}$$

$$L = \text{forurensningsutslipp for ulike stoffer og arealtyper} \left( \frac{\text{kg}}{\text{år}} \right)$$

$$Q_{\text{år}} = \text{årlig avrenning fra ulike arealtyper} \left( \frac{\text{m}^3}{\text{år}} \right)$$

$$C = \text{middelkonsentrasjon for ulike stoffer og arealtyper} \left( \frac{\text{ml}}{\text{l}} \right)$$

Sum årlig utslipp av de enkelte stoffene beregnes som sum utslipp for de ulike arealtypene:

$$L_{\text{stoff A}} = L_{\text{stoff A, areatype 1}} + L_{\text{stoff A, areatype 2}} + L_{\text{stoff A, areatype N}}$$

Årlig avrenning for ulike arealtyper: (32)

$$Q_{\text{år}} = a * A * (P - B) * 10^{-3}$$

$a$  = andel deltakende aktive tette flater som drenerer til overvannssystemet for ulike arealtyper

$A$  = arealet av tette flater for ulike arealtyper (veier, tettseteder)[m<sup>2</sup>]

$P$  = årlig nedbør

$B$  = fordampning

Urbane arealer er delt inn i fire hovedgrupper:

- Åpen bebyggelse med andel tette flater < 50 %
- Tett bebyggelse med andel tette flater > 50 %
- Vegareal, ÅDT > 30 000
- Vegareal, ÅDT < 30 000

Nedbørsdata er beregnet fra arealer med bymessig bebyggelse, tettbebyggelse, industriområde og flyplass på fylkesbasis. Det er middelnedbøren for de urbane områdene som er lagt til grunn for utslippsberegningen i rapporten. (2)

Rapporten analyserer og sammenstiller anbefalte middelkonsentrasjonsverdier for fremtidig utregning av forurensning i relasjon til de fire arealtypene. Denne data kan benyttes ved beregning av estimater for årlig avrenning av forurensende stoffer, men for detaljerte beregninger må det gjennomføres lokale, mer nøyaktige målinger. (2)

Pålitelig data fra feltmålinger, derav målinger for avrenning, vannprøvetakning og etterfølgende analyser som er gjort i Norge, er ikke tilstrekkelig for fastsettelse av konsentrasjonsverdier for forurensning. Rapporten har derfor supplert med data og erfaringer fra utlandet. Det er hovedsakelig supplert med data fra Sverige og Danmark, men større utenlandske databaser er også tatt med i betraktning. (2)

Datagrunnlaget for alle parameterne i oversikten over anbefalte konsentrasjonsnivåer for de valgte arealtypene er ikke like nøyaktig. Blant annet er det gjort få undersøkelser på innhold av ammonium, kvikksølv og arsen, og meget få undersøkelser av sulfat. Det settes også stor vekt på at beregningsresultatene av de fleste organiske miljøgifter er basert på et veldig spinkelt datagrunnlag, og vil være preget av stor usikkerhet. Beregningsresultater kan dessuten påvirkes av lokale variasjoner. Utbredt bruk av kobbertak vil for eksempel påvirke kobberkonsentrasjon betraktelig, og kloridkonsentrasjonen vil være avhengig av vintersalting. (2)

Beregningene i rapporten har til hensikt å «beregne årlig utslipp av forurensinger i overvann på landsbasis» (2). Resultatene kan derfor ikke benyttes i en beslutningsprosess for konkrete tiltak i en gitt situasjon. Det fremheves også et betydelig behov for flere feltmålinger for å utbedre datagrunnlaget for fremtidige utregninger og situasjoner. Dette behovet står fortsatt frem per dags dato. (2)



---

## 1.5.2 ESTIMAT FOR DAGENS UTSLIPP I NORGE

Ved hjelp av annen data for arealvekst er det mulig å anta en konservativ verdi for vekst av de årlige utslippene av forurensninger i overvann fra «COWI 2012» (2). Både på landsbasis og fylkesbasis.

Det finnes derimot ikke oppdatert arealstatistikk etter definisjonene for åpen- og tettbebyggelse (som beregningsmetodene baseres på). Verken Statistisk sentralbyrå eller Kartverket benytter samme inndeling av areal, selv om de har bedre og mer nøyaktige data enn det som var tilgjengelig for 10 år siden (72-74). Det kan derimot produseres oppdaterte vegdata fra NVDB og Statens vegvesens datagrunnlag, hvor blant annet veglengde, dekkbredde og ÅDT for norske veger kan fremkalles.

Etter utregninger med grunnlag i Kartverkets arealstatistikk for Norge 2020 (72), og Kartverkets data for 2010 (73), har areal urbane flater for by- og tettbebyggelse økt med 69,34 km<sup>2</sup> (6,49 %), og industriarealer økt med 40,36 km<sup>2</sup> (31,47 %) de siste 10 årene. Dette utgjør til sammen en prosentvekst av urbane flater på 9,1 prosent.

Kommunale veger er ikke tatt med i COWI sine utregninger. Kommunale veger er som oftest belastet med lav ÅDT og datagrunnlaget for utslipp gitt på disse vegene er små. Arealgrunnlaget COWI benyttet i sin rapport oppdateres ikke fortløpende, og arealdataen eksisterer ikke i oppdatert form etter dagens situasjon..

En prosentvekst på omtrentlig 10 % kan forsvares basert på utviklingen av by- og tettstedsarealer, og nye veger lagt det siste tiåret. Ettersom vegarealet i «COWI 2012» (2) tilsvarer omtrent 5 % av totalt benyttet areal, men også forårsaker mer forurensning per flate, vil en økning i vegareal føre til mer forurensning enn en økning i by- og tettstedsareal. Økningen på 10 % er bare basert på arealvekst med arealtype, og tar ikke høyde for endringer i stoffkonsentrasjon eller nedbør og avrenning. Prosentveksten er konservativ, siden endring i nedbør og avrenning de siste 10 årene har ført til mer forurensning i overvann.

Det fremstår slik at forurensning fra overvann utgjør en betydelig mengde forurensning for miljøet. Under presenterer tabell 12 noen verdier for overvannsforurensning fra urbane flater og utslipp fra landbasert industri til vann. Antatt økning av forurensning fra overvann er 10 % siden fra resultater i «COWI 2012» (2). Dataene for landbasert industri er hentet fra miljødirektoratets utslippsdata for landbasert industri (75). Her bemerkes

det at overvann blant annet fører mer bly, Arsen, sink, Nitrogen, til vann, enn landbasert industri.

*Tabell 12. Forurensningsmengder for landbasert industri og forurensning fra overvann*

Stoff	Landbasert industri til vann, Kg/år (nærmeste tilgjengelige års data)	Forurensning fra urbane flater 10 % økning kg/år siden 2010
Bly (Pb)	1988 (2018)	2781
Arsen (As)	707 (2017)	861
Kvikksølv (Hg)	98 (2017)	21
Kadmium (Cd)	134 (2017)	50
Kobber (Cu)	11 418 (2018)	5179
Ammonium	98 538 (2018)	62 258
Nitrogen	2 888 (2018)	436 415
Sink (zn)	18 678 (2018)	24 632
Krom (cr)	1 816	1 630
Suspendert stoff (ss)	444 094 000 (2018)	18 350 197

## 2. PROGRAMVARER

### 2.1 STORMTAC

StormTac er en nettbasert programvare som benyttes til håndtering av forurenset overvann. Håndteringen inkluderer modellering av forurensningsmengder, beregning av stoffkonsentrasjoner i overvann, simulering av rensetiltak med tilhørende renseeffekt, og kan fastsette grenseverdier for forurensningskonsentrasjoner i kg/år. Beregningsgrunnlaget til StormTac baserer seg på en database som kontinuerlig oppdateres med nye nedbørsdata, avrenningskoeffisienter, stoffkonsentrasjonsdata og rensegradsverdier. Det nettbaserte elementet gir mulighet for at undersøkelser og modelleringsprosesser kan bli utført i samsvar med de nyeste forskningsdata og beregningsgrunnlag.

Regnemodellene som StormTac er bygget på, baserer seg hovedsakelig på svenske standarder og forskningsdata, men ifølge programvarens utviklere er modellene også tilpasset norske forhold. Selv om programvaren oppgir anbefalte standardverdier for inndata basert på de ovennevnte regnemodellene, er det mulig å bruke egne lokale inndata som beregningsgrunnlag. For å få realistiske resultater legger programvaren til rette for bruk av relativ og absolutt usikkerhet ved valg av enkelte inndata, der valg av usikkerhetsfaktorer med høyere verdier produserer mer konservative resultater. For eksempel kan en samlet relativ usikkerhetsfaktor mellom 20 og 40 velges etter valg av avrenningskoeffisienter. Dette, sammen med valg av relativ usikkerhetsfaktor benyttet ved beregning av andre relevante inndata, bidrar til beregning av absolutte usikkerhet som vises i StormTac-rapportenes sluttresultater.

Programvaren benytter interaktive hjelpeikoner og figurer sammen med tekst for å beskrive funksjoner, sammenhenger og inndataparametere. Formler presenteres også gjennom interaktive vinduer. Prosjektene som modelleres i programvaren kan lagres på en oversiktlig måte og det er mulig å overføre hele eller deler av et prosjekt til et nytt prosjekt gjennom import/eksport funksjoner. Eldre prosjekter kan ved behov oppdateres med nye beregningsdata ved hjelp av disse samme funksjonene. Rapporter over oppnådde resultater kan genereres i kjente filformater slik som Excel.

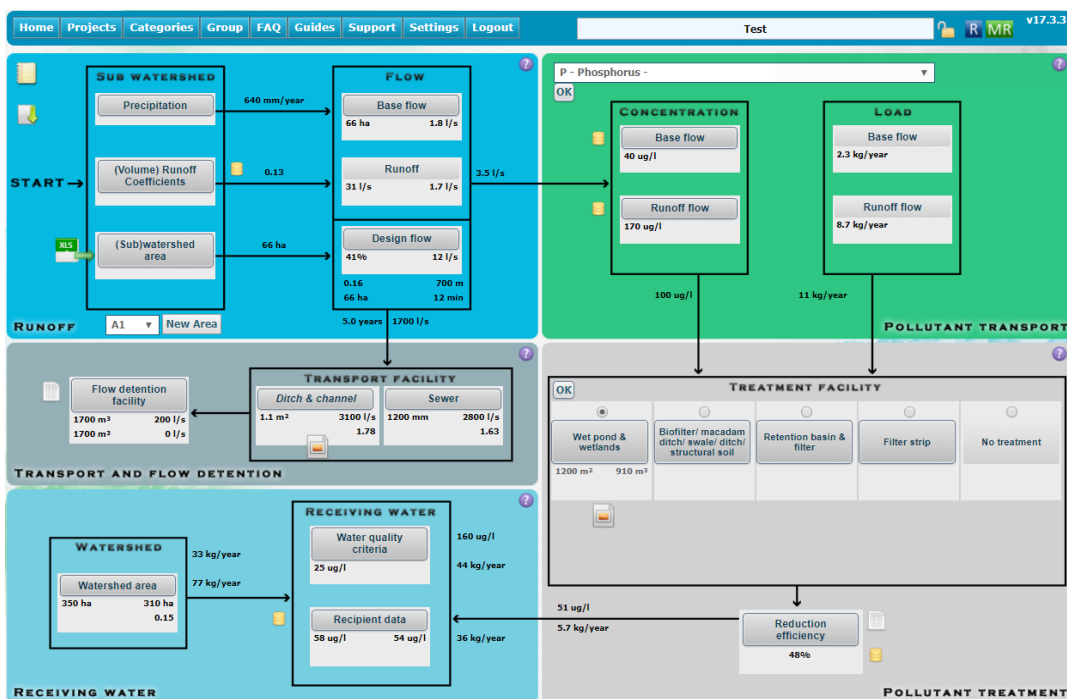
Programvaren er delt inn i fem forskjellige men tilknyttede kategorier. Kategoriene vises i hovedmenyen og gjør det enkelt å se sammenhengen mellom inngangsdata, forurensningens mengde og sammensetting, renseeffekten av valgte rensemetoder og

det endelige forurensningsnivået i overvannet som blir sluppet ut i resipient. Det gir altså en trinnvis og helhetlig oversikt over renseprosessen.

De fem ulike kategoriene hovedmenyen består av er som følger:

- Runoff
- Transport And Flow Detention
- Pollutant Treatment
- Receiving Water
- Pollutant Transport

Figur 14 viser hovedmenyen «Flow Chart» i StormTac (76).



Figur 14. Hovedmeny for programvaren StormTac (76)

### 2.1.1 RUNOFF

Denne kategorien legger til rette for beregning av avrenningsmengder. Dette inkluderer valg av nedbørsmengde, konsentrasjonstid og bruksarealer med tilhørende avrenningskoeffisienter. Beregningsgrunnlaget for bestemmelse av avrenningsmengde

baserer seg på den rasjonelle metoden. StormTac benytter denne metoden ettersom den er enkel å bruke og krever ikke så mye inngangsdata. Metoden legger også til rette for dimensjonering av transportsystemer basert på statistiske nedbørshendelser, for eksempel 50-års regnet, med en tilhørende stedsavhengig klimafaktor.

I «Runoff»-kategorien er det mulig å dele et større prosjektområde i opptil 99 mindre områder etter blant annet nedslagsfelt, en spesifikk arealtype (for eksempel bare vegen i et område) eller forurensningstype og -mengde. En slik oppdeling skaper en mer detaljert oversikt over prosjektområdet og gjør det mulig å sammenligne forurensningsnivåene både før og etter inngrep.

En annen fordel med muligheten for oppdeling av et større prosjektområde i mindre områder er at det kan fokuseres mer på forurensningsnivå og dimensjonering av passende rensertiltak for å oppnå et bestemt rensegrad. Noen delområder krever kanskje ingen rensing mens andre har behov for flere rensertiltak i serie for å redusere forurensningsnivået. Det vil da være mulig å se forurensningsnivået og rensegraden av rensertiltakene både for hvert delområde og det totale prosjektområdet før overvannet slippes ut til nærliggende resipient. Dermed kan utformingen av de ulike rensertiltakene justeres og tilpasses etter resipientens påslippskrav.

Inngangsdata for bestemmelse av dimensjonerende nedbørsmengde inkluderer valg av lokal klimafaktor, anbefalt returperiode for dimensjonering av overvannssystemer og gjennomsnittlig årlig nedbørsdybde basert på IVF-kurver fra nærmeste målestasjon. For beregning av gjennomsnittlig årlig nedbørsdybde benyttes det av en korreksjonsfaktor som tar høyde for usikkerheter i målingen som følge av vindforhold, fordamping og vedheft. Nedbørsmengden vil være det samme for alle delområder og eventuelle endringer her vil automatisk overføres til hele prosjektet. Dette fordi nedbørsmengden vanligvis er konstant i et avgrenset prosjektområde.

For bestemmelse av avrenningstiden er det mulig å dele nedbørsvannets strømningsveger i mindre distanser med eventuelt varierende vannavrenningshastigheter. De anbefalte standardverdiene for avrenningshastigheter som det er mulig å velge mellom er 0,1m/s for vanlig overflateavrenning, 0,5m/s for takrenner og grøfter, 1,0m/s for kanaler og rør med stor diameter, og 1,5m/s for andre rørsystemer. Tallverdiene for de anbefalte hastighetene er basert på svenske undersøkelser og standarder. Det er også mulig å benytte egne avrenningshastigheter eller føre inn den totale avrenningstiden direkte dersom dette allerede er beregnet.

Det er mulig å velge mellom rundt 100 forskjellige alternativer for arealbruk med tilsvarende mengde og type forurensning. Noen av arealbruksalternativene er mindre og mer spesifikke (for eksempel takflate, parkeringsplass, svømmebasseng og liknende) mens andre er større og består av mange mindre bruksarealer (for eksempel bensinstasjon, boligområde, sentrumsområde og liknende). Dette gir dermed rom for å være så spesifikt som mulig eller velge å ha en mer overordnet tilnærming når det gjelder beregning av forurensningsnivået fra et område. Dette er beskrevet nærmere i den neste kategorien som omhandler «Pollutant Transport».

---

### 2.1.2 POLLUTANT TRANSPORT

Denne kategorien beregner konsentrasjonen av forurensningsstoffene som kan finnes i avrenningen fra et område. Konsentrasjonen av de over 70 forskjellige stoffene som StormTac beregner for hver arealtype (veg, parkeringsplass, bensinstasjon og liknende), gis både som  $\mu\text{g/l}$  og  $\text{kg/år}$ . Det totale forurensningsnivået er avhengig av de ulike bruksarealene i et område. I beregningsresultatet for et område med for eksempel en stor andel høytrafikkerte veger presenterer StormTac en mye høyere konsentrasjon av tungmetaller og oljebaserte miljøgifter sammenlignet med beregningsresultatet fra et område med bare skog. Det er samtidig lagt til rette for manuell endring av de presenterte forurensningsverdiene for hver arealtype. Dette kan være behjelpelig når for eksempel takflater i et gitt område består av mye kobber, hvor en manuell endring av kobberinnholdet i avrenning fra takflater vil gi mer nøyaktige beregningsresultater.

Enkelte arealtyper har en ekstra tilknyttet beregningsrute for bestemmelse av forurensningsnivå, der en faktor mellom 1 og 10 kan velges. Faktoren «5» er den anbefalte standardverdien og verdier større enn dette innebærer en høyere grad av forurensning mens mindre verdier betyr lavere forurensninger. Valg av faktor endrer dermed den presenterte standardkonsentrasjonen av de ulike forurensningsstoffene som stammer fra den valgte arealtypen. Vegarealer har også en ekstra tilknyttet beregningsrute for bestemmelse av forurensningsnivå, men faktorene benyttet her er direkte koblet til vegens trafikkmengde. En høytrafikkert veg med en ÅDT på for eksempel 50.000 har en tilsvarende forurensningsfaktor på «50». I beregningsresultatet for denne vegen presenterer StormTac derfor en høyere konsentrasjon av de typiske forurensningsstoffene som finnes i avrenningen fra veger.

Programvarens nåværende beregningsgrunnlag betrakter bare forurensningskonsentrasjoner i form av totale fraksjoner, men en videreutvikling som beregner oppløste fraksjoner er planlagt. De presenterte stoffkonsentrasjoner for hver arealtype blir kontinuerlig oppdatert med de nyeste tilgjengelige forskningsdata.

---

### 2.1.3 POLLUTANT TREATMENT

Rensetiltaksverktøyet i StormTac brukes til å beregne renseeffekt av tiltak. Det kan også være behjelpelig til å dimensjonere tiltak med utgangspunkt i ønsket renseeffekt eller i påvirkning på resipient, ved å beregne hvor mye tiltak reduserer forurensningsutslipp. Beregnet renseeffekt i StormTac tar hensyn til vannmengder og steds spesifikke faktorer, samt utforming av tiltak. Rensetiltak beregnes til å være effektiv for små og midlere vannmengder mens renseeffekten reduseres ved større vannmengder.

I kategorien «Reduction efficiency» fastsettes hvilke faktorer som skal være med i beregning av renseeffekten. Det kan for eksempel (fra-)velges temperatur, vegetasjonsdekket, omløp og form av tiltak. Rensetiltakets areal legges inn som egen flate på gjeldende område, ettersom tiltaksarealer også bidrar til økt vannmengde og forurensningsavsetning fra luft. Hvor stort tiltaksarealet er i forhold til redusert areal av gjeldende område påvirker renseeffekten og kalles «Regression constant». Større fordrøyningsvolum og lavere vannhastighet kan også øke rensegraden. Programvaren beregner videreført vannmengde og fordrøyningsvolum på grunnlag av inngangsparametere som for eksempel volum, sidehelning, rørdimensjon, høyde vannspeil, overløpshøyde og dreneringsdybde.

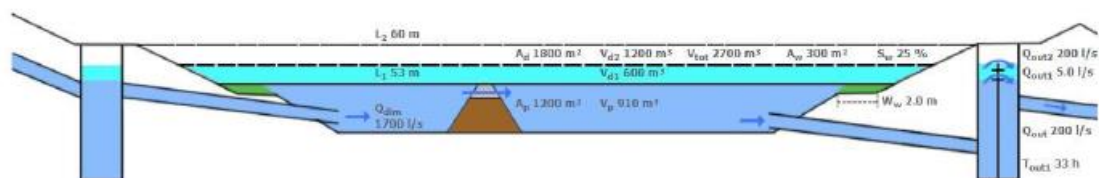
Beregningsgrunnlag for tiltakets effektivitet er basert på enkelt studier og empirisk data for hver tiltakstype, altså erfaringsdata. Renseeffektene for noen tiltak og stoffer har blitt justert ved bruk av data fra andre liknende tiltak. Dette er gjort når datagrunnlaget for tiltak er begrenset, og når eventuelle erfaringsdata tolkes som unøyaktige.

StormTac deler renssetiltak inn i følgende fire kategorier, som kan simuleres i serie med opptil ti tiltak etter hverandre:

- *Åpen dam, våtmark og sedimenteringsbasseng:*

*Renseeffekten er mest avhengig av forholdet mellom tiltaksareal og redusert areal av området [m<sup>2</sup>/ha<sub>red</sub>].*

Figur 15 viser en åpen dam som er utført med en terskel for å øke oppholdstiden i dammen. Dette fører til økt renseseffekt, men kan være uønskelig av estetiske grunner og fordi det ofte medfører algeoppblomstring.



Figur 15. Åpen dam i StormTac

- *Regnbed, filtergrøft, infiltrasjonsgrøft, tørrdam:*

Renseeffekten avhenger også her mest av forholdet mellom tiltaksareal og redusert areal av området. På grunn av datamangel gjelder dette også grøfter. Renseeffekten er dermed ikke direkte avhengig av grøftens lengde. I filter- og infiltrasjonstiltak spiller også filtermediets konduktivitet og porevolum en rolle. Det er imidlertid bare mulig å legge inn ett filterlag i tillegg til pukk og grov sand. I tilfeller der flere filtermedier benyttes må disse slås sammen og verdier for konduktivitet og porevolum må interpoleres. Det er mulig å fastsette om grunnen er forurenset, sette inn membran under filterlag og tilføye biokull i tiltakene.

- *Underjordiske anlegg - sandfang, oljeavskiller, basseng (med og uten filter):*

Renseeffekten av underjordiske basseng avhenger av faktorer som likner på åpne dammer. Sandfang dimensjoneres ikke etter størrelse, rensesgrad fastsettes av hvor ofte sandfanget tømmes. StormTac deler da inn i tre typer, med forskjellige rensesgrader. Data for rensing ved sandfang er begrenset, slik at beregningene blir unøyaktige. For oljeseparator føres kun separatorstype inn, og det er ingen mulighet for innputt av andre verdier.

- *Overrislingszone:*

Renseeffekten avhenger også her mest av forholdet mellom tiltaksareal og redusert areal av området. Det er mulig å tilføye verdier for vannmengde, vannhastighet og høyde på vannivå.



---

#### 2.1.4 RECEIVING WATER

Resipientkategorien brukes til å estimere hvordan forurensningsutslipp, før og etter rensing, påvirker en tenkt resipient. For en slik vurdering må grenseverdier for forurensning føres inn i programmet. Disse grenseverdiene skal for simulering i Norge reguleres etter vannforskriften og miljødirektoratets veiledninger (66).

Ved en slik vurdering trenger programvaren også resipientdata, hvor resipienttype, vannvolum og overflateareal er obligatorisk inngangsinformasjon. For mer nøyaktige beregninger er det mulig å supplere med eksisterende stoffkonsentrasjoner i resipient, samt mer lokale forhold, som for eksempel en fordampningskonstant.

Inndata for nedslagsfeltet, altså hvor stort område resipienten får avrenning fra, må også spesifiseres. Her er det mulig å importere områder direkte fra kategorien «Sub watershed area» (omtalt tidligere under «Runoff» kategorien), eller legge til andre avrenningsområder. Det anbefales å benytte det originale arealområdet (Sub watershed area) i simulering for denne funksjonen.

---

#### 2.1.5 TRANSPORT AND FLOW DETENTION

Dersom det i stedet for beregning av forurensningsstoffer og rensegrad av ulike tiltak ønskes bare en beregning av overvannets mengde, kan denne kategorien benyttes. Beregningene gjort i denne delen er imidlertid avhengig av tidligere valgte inndata i «Runoff»-kategorien. ettersom nedbørmengden det dimensjoneres for

Som ledningssystem kan enten rør eller vannkanal/grøft velges, der dimensjonen for valgt ledningssystem kan bestemmes ved relativt enkle inngangsdata. For bestemmelse av nødvendig indre diameter for rørsystemer trengs det bare lengdefall på røret og rørmaterialets ruhetsfaktor, ettersom den dimensjonerende vannstrømningsmengden blir automatisk beregnet og overført fra «Runoff»-kategorien. For kanal og grøft vil bestemmelse av nødvendig kapasitet inkludere lengde- og sidefall, bunnbredde, kanalhøyde, Mannings tall og eventuelt kanalens lengde hvis det er et ønske om å beregne volumet av avrenningsvannet. Dersom den valgte kapasiteten for rør- eller kanalsystemet er utilstrekkelig eller overdimensjonert, vil et advarsel-ikon dukke opp slik at riktige dimensjoner kan bestemmes.

Programvaren har også tilrettelagt muligheten for valg av fordrøyningstiltak som ikke nødvendigvis bidrar til rensing. Eksempler på mulige tiltak som kan benyttes i denne kategorien er plastkassetter, tørrdam (som er tomme i perioden mellom regnhendelser) og fordrøyningsswale. Den sistnevnte er store og brede grøft med lite lengdefall og dekket av gress, som kan redusere vannhastigheten og dermed føre til fordrøyning og infiltrasjon.

## 2.2 UTVIKLING

### 2.2.1 BRUK AV DIGITALE VERKTØY FOR HÅNDTERING AV FORURENSET OVERVANN I NORGE

For å finne ut i hvor stor grad StormTac eller andre programvarer med liknende funksjon er kjent og brukt i Norge, har 25 forskjellige private og offentlige virksomheter blitt kontaktet. Virksomhetene i undersøkelsen er bestående av kommuner, forskningssentre og ingeniørselskaper, både rådgivende og totalentreprenør. Av disse har 12 svart på vegne av avdeling eller virksomhet som helhet.

Av de 12 tilbakemeldingene er følgende informasjon av spesiell interesse:

- 10 har erfaring med rensning av overvann
- 1 aktivt benytter digitale verktøy for håndtering av forurensning i overvann
- 5 har kjennskap til StormTac
- 10 ser et behov for videreutvikling av slike programvarer i bransjen

Tilbakemeldingene viser til at digitale verktøy for håndtering av forurenset overvann i Norge sjeldent benyttes, og at det foreligger lite allmennkunnskap omhandlende slik programvare. Tilbakemeldingene er også enstemmig i at det er et behov for videreutvikling av slik programvare i Norge.

I tillegg til StormTac viste undersøkelsen at programvaren SWMM (Storm Water Management Model) også benyttes til håndtering av forurenset overvann. SWMM ble utviklet i USA for å støtte lokale, statlige og nasjonale mål for overvannshåndtering ved å redusere avrenning gjennom infiltrasjon og fordrøyning, og bidra til å redusere utslipp som forårsaker forringelse av resipienter (77). En av tilbakemeldingene stiller seg kritisk til bruken av slik programvare med tanke på usikkerhet, både når det gjelder datagrunnlagene for regnemodellene i programvarer (her i forbindelse med StormTac) og vanskeligheter med å simulere store komplekse situasjoner. Det er imidlertid viktig å bemerke at et par av kontaktpersonene, inkludert den som stiller seg kritisk, har brukt enkelte konsentrasjonsdata presentert i StormTac i noen av sine prosjekter, blant annet konsentrasjonsverdier knyttet til teoretisk forurensningsproduksjon fra vegger basert på ÅDT.

Undersøkelsen viser at dagens beregningsmetoder for håndtering av forurenset overvann tar utgangspunkt i regneark basert på formler oppgitt i standarder og håndbøker samt erfaringsbaserte data og løsninger. For å finne nødvendig rensegrad benyttes det av tabeller i relevante studier og vegledere som baserer seg på laboratorieundersøkelser. Det er imidlertid enkelte som mener at det er mangel på feltstudier som kan verifisere verdiene i disse tabellene.

Tilbakemeldingene beskriver også hva som ønskes og forventes av en eventuell programvare som skal kunne benyttes i Norge. Datamodeller som studerer forurensning og effekten av rensiltak kan være til stor hjelp, men det er viktig at programvaren ikke er altfor komplisert å bruke. Dette betyr blant annet at inndataparametere som ÅDT, nedbørmønster, helning på terreng og areal som renner mot rensiltak skal være lett tilgjengelige. Det er også nyttig med modeller som kan si noe om transport og spredning av forurensning fra tette flater i urbane områder, selv om det her er snakk om ganske komplekse områder med store naturlige variasjoner. Enkelte mener at modellering ofte er svært omfattende, tidkrevende og avhengig av god data, noe som gjør at modellering ofte kan bli dyrt, men at en slik investering er nødvendig ved beregninger for utslipp av forurensning til sårbare resipienter.

Det må understrekes at tilbakemeldingene i denne undersøkelsen er begrenset til hver kontaktpersons tid og kontaktnettverk internt i selskapet og er derfor ikke fullstendig representativ for virksomheten som helhet.

---

### 2.2.2 TILRETTELEGGING FOR BRUK AV DIGITALE VERKTØY I NORGE

Spørsmålet når det gjelder bruk av StormTac eller andre liknende programvarer for håndtering av forurenset overvann i Norge, er om resultatene fra slike verktøy er anvendbare i en reel situasjon, eller om resultatene blir for unøyaktige. Det er derimot vanskelig å si noe om nøyaktigheten til beregningsresultater for simulerte situasjoner i StormTac uten mulighet for direkte sammenligning med faktiske feltmålinger av reelle situasjoner. Programvaren tar derimot stilling til usikkerheter i beregningene sine ved bruk av usikkerhetsfaktorer.

Det er viktig å være oppmerksom på at vurderinger etter dagens bruk av regneark, erfaringsbaserte løsninger og liknende også innebærer usikkerheter. Med dagens metoder er det også vanskelig å gjennomføre en vurdering for påvirkningen av resipient,

en prosess programvarer kan være behjelpelig med. Beregningsresultater som StormTac produserer i  $\mu\text{g/l}$  og  $\text{kg}/\text{år}$  er et godt utgangspunkt for resipient- og tiltaksvurdering. Det er også mulig å tilpasse rens tiltak i simulering for å oppnå tenkt rens effekt, slik at resipient ikke forringes og miljømål nås. Potensialet til StormTac og andre programvarer er i den sammenheng stort, forutsatt at resultater ved simulering gir et godt beslutningsgrunnlag.

Videreutvikling av StormTac og liknende programvare er avhengig av to parallelle utviklingsprosesser. På den ene siden kreves det en tilpasning av ulike programvarer til norske forhold slik at simuleringsgrunnlaget er i overensstemmelse med standarder, forskningsdata og beregningsmetoder som benyttes her i landet. På den andre siden kreves det mer forskning og innsamling av relevante data i Norge som kan bedre tilrettelegge for bruken av digitale programvarer for håndtering av forurenset overvann, slik at inndata benyttet i simuleringene kan produsere mer reelle og pålitelige resultater. Hvor raskt denne tosidige utviklingsprosessen utfolder seg, er avhengig av interessen og forståelsen rundt behovet for håndtering av forurensningen i overvann og den kommunale og nasjonale investeringen som gjøres innen dette feltet ved ulike utbyggingsprosjekter. Strengere krav for utslipp av forurenset overvann i resipienter er en faktor som også kan påvirke denne utviklingsprosessen.

I StormTac er det valgfritt å legge inn «gjennomsnittlig regnvarighet per år» og «gjennomsnittlig regndybde» i bestemmelse av nedbør for tenkt planområde. Slik inndata gjør beregningene i StormTac mer nøyaktige, men tilgjengelighet av data i Norge er begrenset. Her er det mulighet for en nasjonal satsing på innhenting og produksjon av denne typen nedbørsdata.

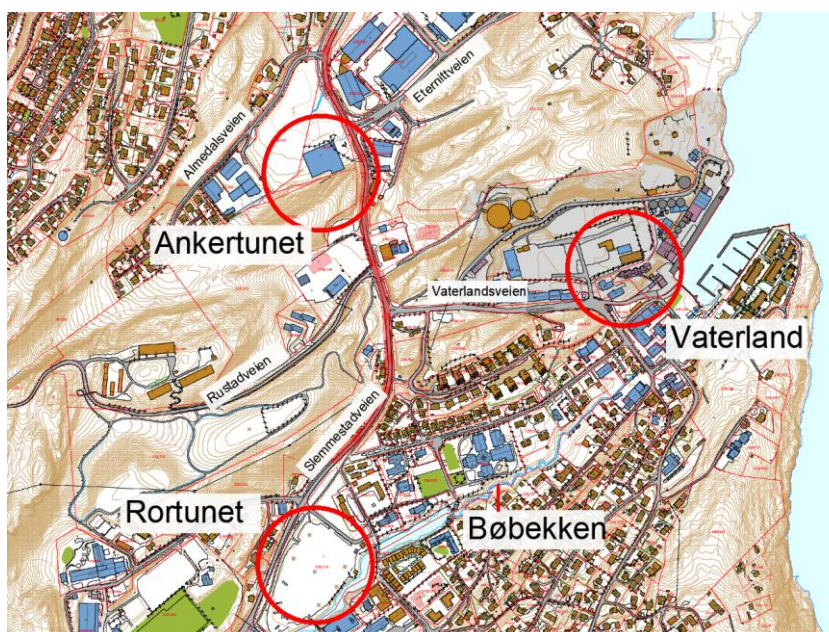
StormTac utviklerne planlegger å opparbeide metoder for simulering av løste stoffer fra overvann i  $\mu\text{g/l}$  og mengdens direkte påvirkning av resipientens stoffkonsentrasjoner. Med utvikling av slike metoder, vil programvaren kunne anvendes direkte i miljømessige risikovurderinger for resipient, slik at faktiske grenseverdier for forurensningsstoffer kan settes i enkelttilfeller, slik at nasjonale miljømål nås.

### 3. SLEMMESTADPROSJEKT

#### 3.1 OM PROSJEKTET

I denne delen av oppgaven anvendes programvaren StormTac til å beregne forurensning av overvann, samt effekt av rensetiltak, i et prosjektområde i Slemmestad, Asker kommune.

Asker kommune ønsker å satse på Slemmestad som et fremtidig vekstsentrum i kommunen med fokus på bolig, kulturindustri og kunnskapsbaserte arbeidsplasser. Planområdets tålegrense er vurdert til å kunne inkludere rundt 105.000m<sup>2</sup> BRA nye boligarealer og rundt 40-50000m<sup>2</sup> BRA arealer med andre formål. I tråd med intensjonene til kommunen har områdereguleringsplanen for området som mål å utvikle et gammelt fabrikkområde i Vaterland til et nytt sentrum som inkluderer bolig, handel, næring og kultur. I tillegg skal et kjøpesenter i Rortunet utvides parallelt med bygging av nye boligområder i samme område. Som følge av utbyggingsplanene i Vaterland og Rortunet vil trafikken i Slemmestad øke, noe som vil medføre kapasitetsmessige konsekvenser for vegene i planområdet. Dette gjelder spesielt Slemmestadveien og reguleringsplanen tilrettelegger dermed for en ny utforming av denne vegen med kollektivfelt og en separat gang- og sykkelveg. Figur 16 viser et kart over området. (78)



Figur 16. Kart over eksisterende situasjon Slemmestad

AFRY er engasjert av Asker kommune for detaljregulering av utbedring og utvidelse av Slemmestadveien. Vegstrekningen som skal utvides er vist i rødt på figur 16. Som en del av dette utarbeidet utarbeider AFRY en teknisk plan for VA, som skal ferdigstilles i løpet av 2020. AFRY har i den sammenheng blant annet foretatt en geologisk grunnundersøkelse, produsert en trafikkrapport og rapporten «Overvannshåndtering Slemmestad-Vaterlandsveien» (79). Sistnevnte er en redegjørelse for håndtering av overvann i planområdet på overordnet nivå. Rapporten analyserer området og vurderer prinsipielle løsninger for fremtidig håndtering av overvann. Overvannsmengder er beregnet fra eksisterende nedslagsfelt som grenser til Slemmestadveien, samt tilhørende flomveier. Dette både med hensyn til dimensjonerende avrenning og fordrøyning. Dimensjonering av overvannstiltak baserer seg på tre-trinnstrategien der overvann skal forsinkes, fordrøyes og trygt avledes til resipient. Vedlegg 6 og vedlegg 7 viser foreløpige løsninger for overvannshåndtering sammen med planlagt veistruktur.

Simuleringen i StormTac tar utgangspunkt i en vegstrekning av Slemmestadveien som skal bygges ut. Strekningen er ca. 830 m lang og strekker seg fra Rortunet i sør til Ankertunet i Nord, se figur 16. AFRY sine rapporter er, sammen med foreløpige tegninger fra AFRY per 24.04.2020, utgangspunkt for simuleringen. Programvaren StormTac benyttes til å beregne forurensning fra overvann for utbyggingsområdet ved Slemmestadveien og tilhørende avrenningsflater, med og uten rensetiltak for fremtidig situasjon. Resultatet av simulering vil kunne benyttes ved vurdering av planlagte tiltak og eventuell påvirkning av resipient. Valg av rensetiltak og plassering av tiltak er gjort i samarbeid med AFRY, hvor beslutninger er tatt på grunnlag av tilgjengelige tegninger, rapporter og løsninger i en løpende arbeidsprosess. Simuleringen i StormTac er todelt på grunn av begrensninger i forbindelse med arealkoblinger i programvaren, men videre i oppgaven omtales det som én simulering. Dette fordi fremgangsmåten i simuleringene er lik, og beregningsresultater er slått sammen og gjort mer presentable.

## 3.2 TRAFIKK

AFRY har i 2019 utført en trafikkvurdering for Slemmestad-området (80), som bygger videre på en tidligere vurdering fra 2017, for å skaffe mer nøyaktige data for den fremtidige trafikksituasjonen. Rapporten viser at trafikken i planområdet vil øke som følge av utbyggingen i Vaterland og Rortunet, med nesten samme trafikkfordeling som i eksisterende situasjon.

Den konservative estimeringen gjort i trafikkrapporten viser at Slemmestadveien og Vaterlandsveien får en ÅDT på henholdsvis 20000 og 12600 etter utbyggingen (80). Det er imidlertid usikkerheter rundt estimering av trafikkmengden for Almedalsvegen og de mindre samle- og adkomstvegene, ettersom konkrete trafikkdata for disse vegene ikke er tilgjengelige. I simuleringen er det satt en ÅDT på 1000 til Almedalsvegen og en ÅDT på 500 til de ulike samle- og adkomstvegene som inngår i simuleringsområdet. De estimerte verdiene fra trafikkrapporten vil sammen med de valgte trafikkmengdene benyttes som beregningsgrunnlag i StormTac for bestemmelse av forurensningsbidraget fra veger.

Slemmestadveien fungerer som et tilknytningspunkt for de andre vegene og i den fremtidige situasjonen for planområdet vil vegen inneholde to vegkryss. I sør blir Rustadveien (vest for Slemmestadveien) flyttet inn i samme kryss som Vaterlandsveien (øst for Slemmestadveien) iht. områdets reguleringsplan. I nord blir Almedalsvegen (vest for Slemmestadveien) flyttet inn i samme kryss som Eternitveien (øst for Slemmestadveien og utenfor prosjektområdet). På grunn av stor trafikkbelastning er rundkjøringer valgt som kryssløsning for begge disse kryssene (80). Kryssområdene er gitt den samme gjennomsnittlige trafikkmengden som Slemmestadveien, altså en ÅDT-verdi på 20000.

Tabell 13 viser en oversikt over de ulike vegene i planområdet. Her er det inkludert vegenes nummerering i StormTac og deres tilhørende ÅDT.



Tabell 13. Trafikkmengde til ulike veger i prosjektområdet

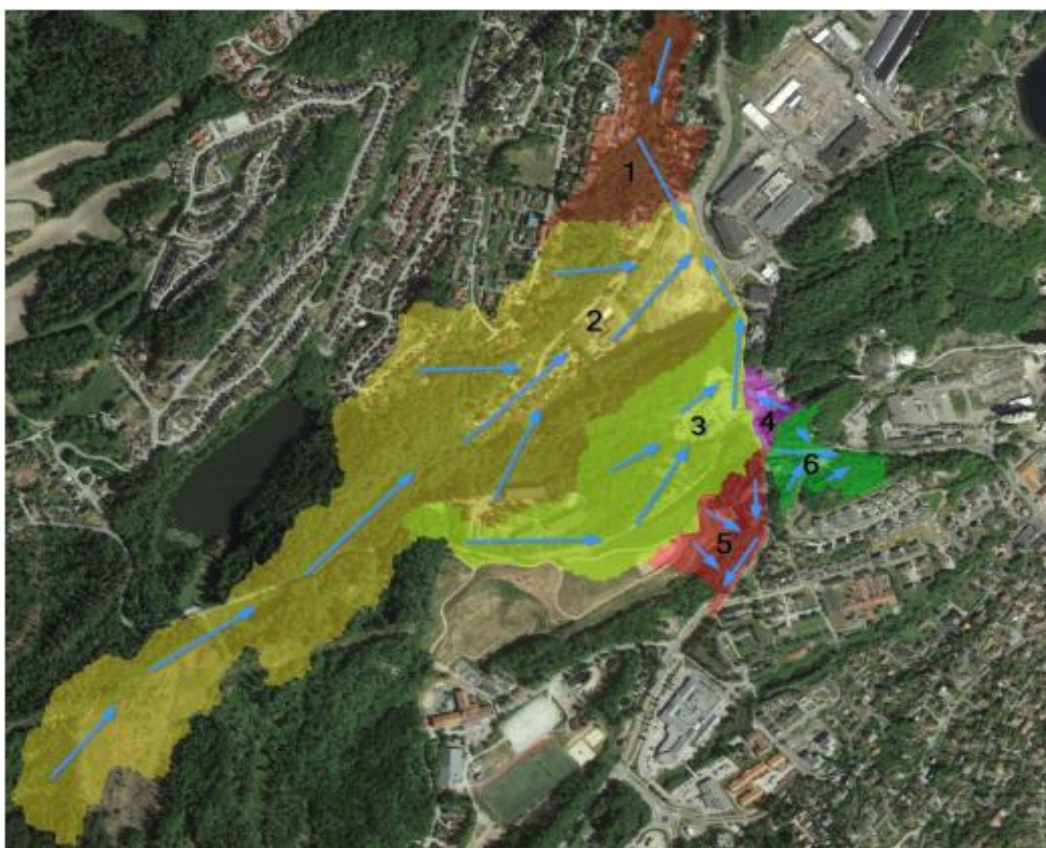
<b>Nummerering</b>	<b>Veg</b>	<b>ÅDT (fremtidig situasjon)</b>
Road 1	Samle- og adkomstveger	500
Road 2	Almedalsveien	1000
Road 3	Rustadveien	3 600
Road 4	Vaterlandsveien	12 600
Road 5	Slemmestadveien	20 000

Forurensningsmengdene i simuleringen vil være sterkt knyttet til de fire vegene i planområdet. Disse er deler av Slemmestadveien, Vaterlandsveien, Rustadveien og Almedalsveien. I tillegg er det også et mindre forurensningsbidrag fra ulike samle- og adkomstveger i området. De forskjellige vegenes forurensningsmengder er direkte avhengig av vegflatens areal og ÅDT.

## 3.3 OMRÅDET

### 3.3.1 NEDSLAGSFELT

Kartlegging av nedbørsfelt og avrenningsarealer til prosjektområdet er grunnleggende for beregning av overvannsmengder som skal infiltreres, fordrøyes og renses av tiltak. Nedbørsfelt og flomveier for eksisterende situasjon har AFRY kartlagt i modellverktøyet QGIS, som vist i figur 17.

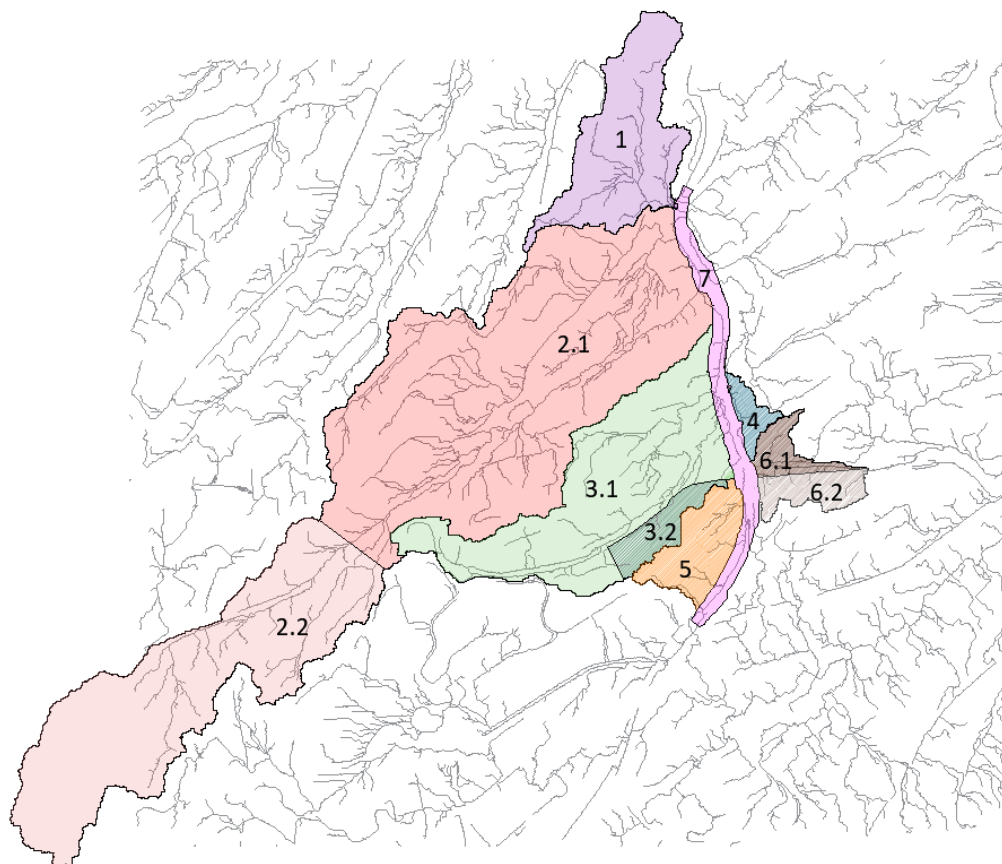


Figur 17. Nedbørsfelt (79)

Feltene er inndelt etter dreneringsretning hvor pilene viser flomveger. Nedbørsfelt 1, 2, 3 og 4 dreneres mot samme punkt ved Ankertunet kjøpesenter, nedbørsfelt 5 dreneres sør langs Slemmestadveien til Rortunet, mens nedbørsfelt 6 dreneres videre øst langs Vaterlandsvegen (79).

Hvor mye utbyggingen vil påvirke vannveier, og dermed nedbørsfelter, lar seg estimere ved hjelp av digitale terrengmodeller. Valg av arealinndeling for simuleringen med

StormTac er gjort med tanke på endring i avrenningsmønster for fremtidig situasjon og områdestørrelse. Ny inndeling i nedbørsfelt vises av figur 18. Nøyaktig flatebeskrivelse for alle områder er gitt i vedlegg 8.



Figur 18. Nedbørsfelt med vannveier

Nedbørsfelt 1 vil ikke påvirkes av utbyggingen og tas derfor med i simuleringen slik det er, som område 1. Området består av bolig, skog, et lite overflatevann og deler av Almedalsveien.

Nedbørsfelt 2 deles inn i område 2.1 og 2.2. Det originale Nedbørsfeltet er langstrakt hvor ny inndeling markerer et tydelig skille mellom arealer med forskjellige avrenningskoeffisienter og avrenningstid. Område 2.1. inneholder den bebygde, nordlige delen av nedbørsfelt 2 og vil bli ytterligere påvirket av utbyggingen. Område 2.2 derimot inneholder for det meste skog og mark og vil ikke bli påvirket av utbyggingen. Ny inndeling resulterer i mer nøyaktige beregningsresultater for vannmengde, avrenningstid, og mengder forurensning ved simulering i StormTac.

Nedbørsfelt 3 deles inn i område 3.1 og 3.2. Inndelingen er nødvendig ettersom avrenningsmønsteret på område 3.2 endres på grunn av utbygging av Rustadveien. Områdene består hovedsakelig av skog og mark, noen få bygninger og Rustadveien. I den nordlige delen av område 3.1 er det skjæring i alunskiferholdig fjell i forbindelse med utbygningen av Slemmestadvegen. (79). Det finnes i tillegg både et bussparkeringsområde og et eldre deponi i sone 3.1

Nedbørsfelt 4 benyttes også som område 4 i simuleringen, og på området ligger en bensinstasjon (Circle K). Alle arealer som er tilknyttet denne stasjonen er ført inn i StormTac som en egen flate med tilhørende forurensningsparametere. Forurensingen fra nedslagsfelt 4 simuleres da i henhold til en tenkt situasjon hvor det ikke foreligger eksisterende rensiltak for bensinstasjonen, slik som oljeseparator eller sandfang.

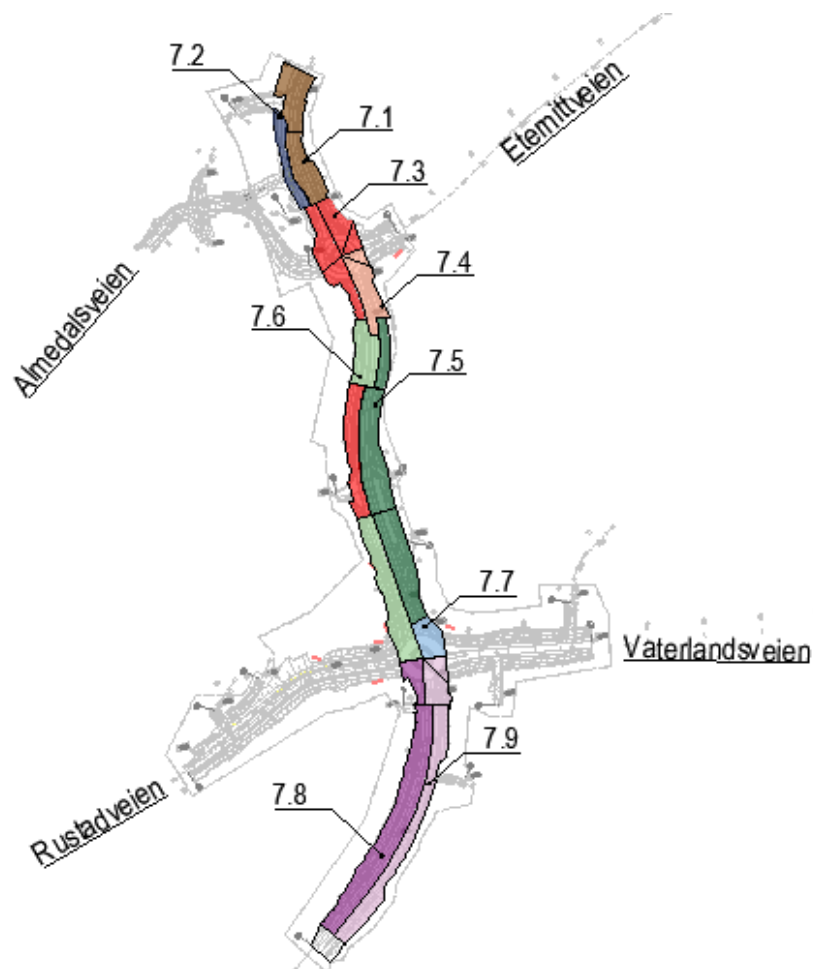
Nedbørsfelt 5 benyttes som område 5. Området består mest av skog og mark, men også deler av Rustadveien. Fjellskjæring i alunskifer forekommer ved svingen rett sør for det nye krysset hvor Rustadveien og Vaterlandsveien kobles til Slemmestadveien (79).

Nedbørsfelt 6 deles inn i område 6.1 og 6.2. Disse inneholder skog og deler av Vaterlandsveien. Områdene skilles ved Vaterlandsveien og dens avrenning til tilhørende tiltak. Ny inndeling gir mer presise simuleringer med tanke på tiltak innad i sonene.

---

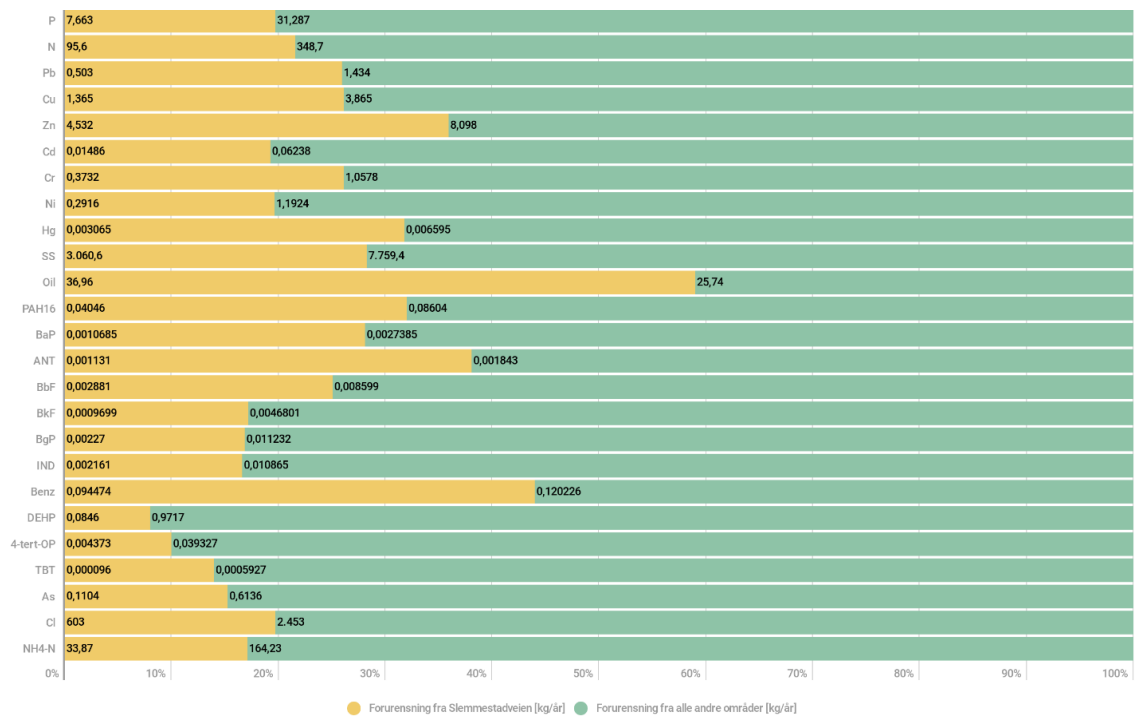
### 3.3.2 SLEMMESTADVEIEN

Slemmestadveien er, med størst trafikkmengde og veiareal, den største kilden til forurensning i området. I stedet for at den utvidete Slemmestadveien inkluderes i simuleringens områder, slik det er inkludert i nedbørsfelt, defineres vegen som et eget område (område 7). Slemmestadveien strekker seg langs hele utbyggingsstrekningen og inneholder også noen veiflater som ikke er med i QGIS beregningene for eksisterende situasjon, slik at alle forurensningsmengder fra veg blir med i simuleringprosessen. Område 7 deles videre inn i sone 7.1 - 7.9 etter avrenningsmønster slik at riktige flater kobles til riktige tiltak. Det er tatt hensyn til vegens fall i lengderetning, og kummer, kantstein og takfall, som påvirker avrenningen på tvers av vegen. Vegens delområder består av kjørebane, gang- og sykkelveg, rabatt, kantstein, grøft og skjæring/fylling. I kantstein inngår også trafikkøy, bussholdeplass og rundkjøring. Inndelingen er skissert i figur 19 og vist mer detaljert på tegning 1, vedlegg 7.



Figur 19. Områdeinndeling av Slemmestadveien

Det tas ekstra hensyn til Slemmestadveien i en egen forurensningsberegning. Slemmestadveiens forurensningsbidrag i forhold til resten av planområdet for fremtidig situasjon er vist i figur 20. Figuren viser at Slemmestadveien utgjør ca. 20 % av total forurensning for hele simuleringsområdet. Til sammenligning utgjør sone 7.1-7.9 cirka 6,13 %, og kjørebanelen fra slemmestadvegen cirka 2,82 % av det totale flatearealet i prosjektområdet.



Figur 20. Simulert forurensningsbidrag fra Slemmestadveien

### 3.4 GENERELL INNDATA

Generelle verdier for beregning av overvannsmengder er hentet fra Asker kommunes VA-norm (81). VA-normens vedlegg «Valg av returperiode – gjentakintervall» (82) gir føringer om å benytte den rasjonelle metoden, for arealer under 2 km<sup>2</sup>. Alle områdene i prosjektet er under 2 km<sup>2</sup> og kan dermed brukes i StormTacs beregninger, som baserer seg på den rasjonelle metoden. VA-normens vedlegg oppgir også avrenningskoeffisienter, som vist i tabell 14. Sammen med anbefalte verdier fra StormTac velges avrenningskoeffisienter for simuleringen som vist i tabell 15. Valg av returperiode på 50 år og klimafaktor 1.5 gjøres iht. Asker kommunes VA-norm punkt 7.2 (81).

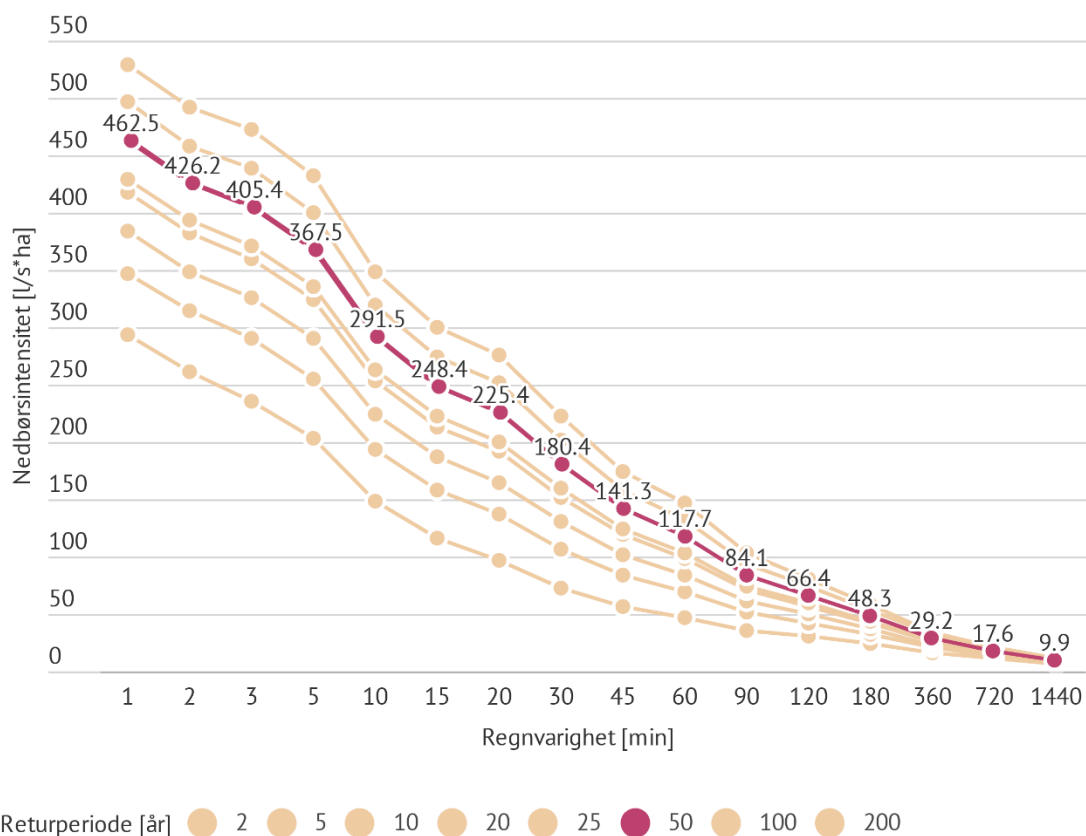
Tabell 14. Avrenningskoeffisienter, Asker kommune (82)

<b>Hustak, gater og tette flater</b>	C = 0,85 - 0,90
<b>Boligstrøk, tett bebyggelse</b>	C = 0,60 - 0,80
<b>Boligstrøk, spredt bebyggelse</b>	C = 0,30 - 0,50
<b>Dyrket mark og eng</b>	C = 0,15 - 0,25
<b>Skogsterreng, utmark</b>	C = 0,10 - 0,25

Tabell 15. Avrenningskoeffisienter i simuleringen

<b>Veg, G/S-veg, Parkeringsplass, Bensinstasjon, Takflater</b>	0,90
<b>Kantstein</b>	0,85
<b>Grus</b>	0,40
<b>Skog</b>	0,18
<b>Gress (inkl. grøfter, dammer, rabatt)</b>	0,10

Nedbørsdata i form av IVF-kurve er hentet fra målestasjon SN19710 Asker, måleperiode 1983-2010, som vist av figur 21. Midlere årsnedbør ved målestasjon SN19710 Asker er målt mellom 1000 og 1500 mm/år, i måleperiode 1985-2014 gitt av Norsk klimaservicesenters normalkart (83). Ved simulering i StormTac fastsettes årsnedbør til 1500 mm/år, hvor konservativ verdi benyttes. Denne verdien multipliseres også med en korreksjonsfaktor på 1,2 i StormTac simuleringen med tanke på klimautvikling.



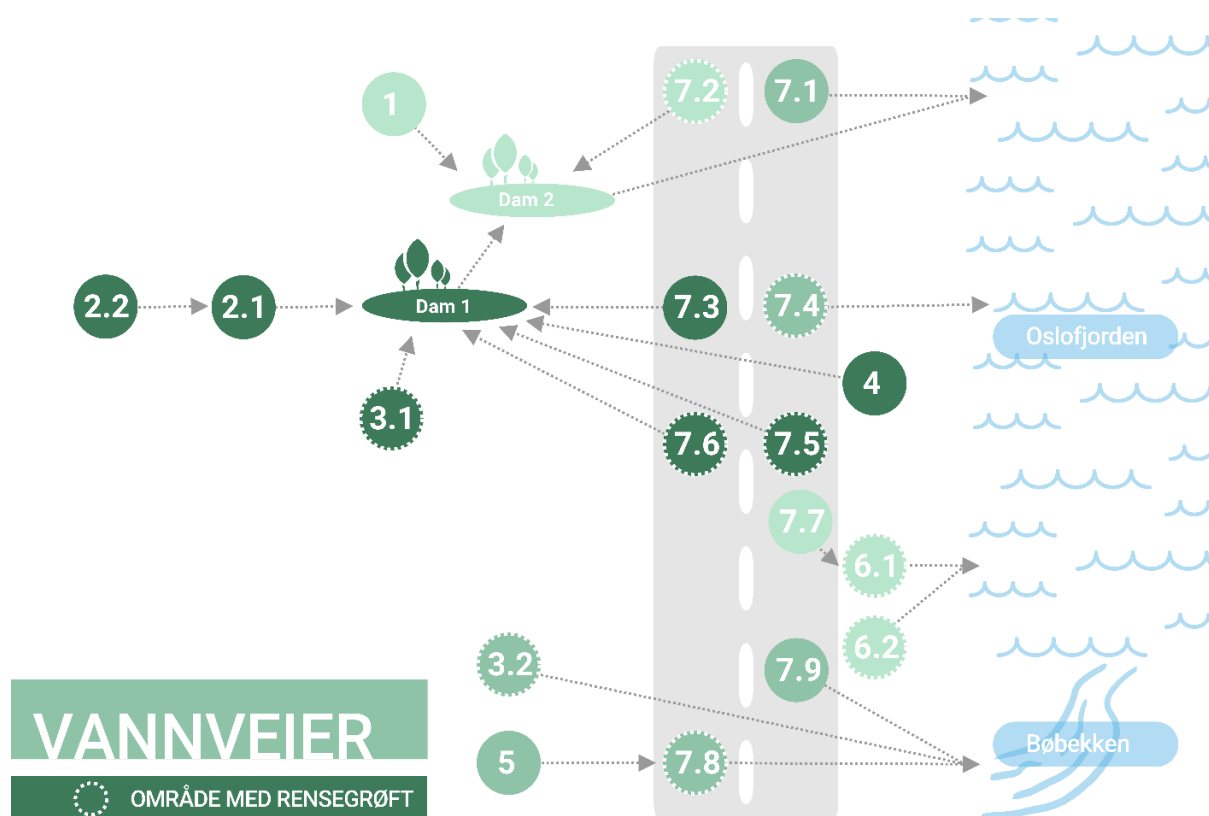
Figur 21. IVF Asker

Lengste vannvei for nedbørsområdene er målt manuelt i AutoCAD ved hjelp av AFRYs QGIS modellering og DWG filer. Kartstudie sammen med StormTacs standardverdier for avrenningshastighet ved forskjellige strømningsveger er grunnlaget for konsentrasjonstid. Størrelse på forskjellige avrenningsflater er satt etter kartstudie og manuell oppmåling i programvaren AutoCAD. Kartdata er hentet fra Asker kommunes kartverktøy Askerkart (84) og DWG filer fra AFRY. Lengste vannvei, avrenningshastighet og avrenningstid for Nedbørsområdene er gitt i vedlegg 9 under kategori «1.1 Input data».



### 3.5 FORDRØYNGINGSTILTAK OG VANNVEIER

For å simulere med riktige vannmengder og for å kunne koble rensetiltak på ulike områder i serie, er avhengigheten mellom områdene viktig. Den er fastslått ved hjelp av kartstudie og informasjon fra AFRY. Figur 22 skisserer vannveiene og hvordan koblingen mellom områdene er simulert i StormTac.



Figur 22. Vannveier og kobling av områder

Avrenning fra områdene i sør (3.2, 5, 7.8 og 7.9) ledes til i et underjordisk fordrøyningsbasseng ved Rortunet, så gjennom rør videre til Bøbekken som igjen leder til Oslofjorden. Overvannet fra område 3.2 ledes ikke nord som 3.1, men filtreres i grøft langs Rustadveien og ledes videre til rundkjøring og sør langs Slemmestadveien i rør. Overvann fra område 5 renner til vegområde 7.8 hvor vannet renses i grøft. Overvann fra område 7.1 og 7.9 ledes direkte til resipient uten rensing.

Avrenning fra områdene i sør-øst (7.7, 6.1 og 6.2) og øst (7.4) tilkobles ledningsnettets etter rensing i grøft, uten videre fordrøynings tiltak og ledes så til Oslofjorden.

Dammene utformes som rensetiltak, men vil i hovedsak være fordrøyningsvolum. Dam 1 får tilrenning fra områder som vist i figur 22 og vannet ledes så videre til dam 2. Avrenning fra område 1 og 7.2 ledes direkte til dam 2. Vannet fra dam 2 ledes, sammen med avrenning fra 7.1, i ledninger med økt kapasitet, til Oslofjorden. Ved mindre og midlere regn vil fordrøyningsvolumet til dammene være tilstrekkelig. Ytterlige fordrøyningsmuligheter er en parkeringsplass på område 2.1 og et areal øst for område 7.1.

### 3.6 RESIPIENT

Resipienten for området er primært Oslofjorden, mer spesifikt Indre Oslofjord Vest (inndata etter tabell 16). Etter vurdering av vannforekomsten både generelt og på mer lokalt nivå, er sårbarheten kategorisert som høy. Dette med bakgrunn i at deler av resipientens innblandingssone benyttes som badeplass og at miljømål i henhold til økologisk og kjemisk tilstand ikke er innfridd. Det bemerkes at miljømål for Økologisk tilstand er utsatt til neste planperiode for miljømål (innen 2022-2027) jamfør vannforskriften § 9 – utsatt frist på grunn av tekniske årsaker, og naturforhold (85). Informasjon om resipienten er hentet fra Vann-nett (85).

Tabell 16. Inndata Oslofjord Vest (85)

<b>Navn</b>	Oslofjorden
<b>Vannkategori</b>	Kystvann
<b>Vannforekomst ID</b>	0101020601-C
<b>Vannregionkoordinator</b>	Viken FK
<b>Vanntypenavn</b>	Moderat eksponert kyst
<b>Vanntypekode</b>	CS2722112
<b>Økologisk tilstand</b>	Moderat
<b>Kjemisk tilstand</b>	Dårlig
<b>Fastsatt sårbarhet</b>	Høy

Vann-nett gir en oversikt over resipientens kvalitetselementer og tilstand, hvorav relevante stoffer i forhold til utslipp av overvann er presentert i tabell 17. Inkludert i tabellen er stoffer resipienten er predisponert for, og typiske stoffer fra veiavrenning. Ved en eventuell miljømessig risikovurdering for tenkte tiltak og utslipps innvirkning på resipient, er stoffene i tabellen av interesse. Tabellen viser også middel- og maksverdier for utslipp av stoffer i forhold til miljødirektoratets og vannforskriftens grenseverdier.

Tabell 17. Tilstand resipient og miljøkrav (66;85)

Stoff	Tilstand	Prøve utført i år	Middel/ kyst	Maks/ kyst
			AA-EQS Grense god [µg/l]	MAC-EQS Grense moderat [µg/l]
Totalfosfor (P)	Dårlig	2019	-	-
Nitrogen (N)	-	-	-	-
Bly (Pb)	God	2016	1,3	14
Kobber (Cu)	God	2016	2,6	2,6
Sink (Zn)	Ukjent	-	3,4	6
Kadmium (Cd)	God	2016	-	-
Krom (Cr)	Ukjent	-	3,4	36
Nikkel (Ni)	Dårlig	2016	8,6	34
Kvikksølv (Hg)	Dårlig	2018	-	0,07
Suspendert Stoff (SS)	-	-	-	-
Olje	-	-	-	-
PAH 16	-	-	-	-
Benzo(a)pyrene (BaP)	Dårlig	2015	1,7x10 <sup>-4</sup>	0,027
Antracen (ANT)	Dårlig	2015	0,1	0,1
Benzo(b)fluoraten (BbF)	Dårlig	2015	-	0,017
Benzo(k)Fluoraten (BkF)	Dårlig	2015	-	0,017
Benzo(g,h,i)perylene (BgP)	Dårlig	2015	-	8,2x10 <sup>-4</sup>
Indeno (1,2,3-cd) pyren (IND)	Dårlig	2015	-	-
Benzen (Benz)	Ukjent	-	8	50
Di(2-etylheksyl) ftalat (DEHP)	God	2012	1,3	-
Oktylfenol (4-tert-OP)	Dårlig	2015	0,01	-
Tributyltinnkation (TBT)	Dårlig	2015	0,0002	0,015
Arsen (As)	Ukjent	-	0,6	0,85
Klorid (Cl)	-	-	-	-
Ammonium (NH <sub>4</sub> -N)	-	-	-	-

Overvannet fra område 3.2, 5, 7.8 og 7.9 føres sør til fordrøyningstiltak ved Ankertunet. Etter fordrøyning renner vannet via ledningsnett til Bøbekken, og til slutt ut i Oslofjorden. Bøbekken kan derfor betegnes som resipient for overnevnte soner. Asker kommune har gjennomført en sårbarhetsvurdering av Bøbekken som resulterer i fastsettelse av middels sårbarhet, se vedlegg 11 for matrisene. Ifølge Vann-nett har Bøbekken dårlig økologisk tilstand og ukjent kjemisk tilstand (86).

## 3.7 RENSETILTAK

### 3.7.1 RENSEKRAV

Rensekrav etter håndbok N200 (se tabell 8 og tabell 11) utsløses på bakgrunn av resipientens sårbarhet og estimert ÅDT for fremtidig situasjon. Både Vaterlandsveien og Rustadveien utløser krav til rensing, og for Slemmestadveien med avrenning til Oslofjorden, bør rensing foregå i minst to trinn. Avrenning fra Slemmestadveien til Bøbekken utløser krav til rensing, men ikke til rensing i to trinn.

Det utløses ingen direkte rensertiltak for avrenning i sone 1, 2.1, 2.2 eller 3.1. Det er også bare veiflatene i sone 3.2 (Rustadveien) og sone 6.1 og 6.2 (Vaterlandsveien) som utløser renskrav. Sone 4 utløser renskrav i henhold til mengder tette flater og arealdisponering til bensinstasjon. Alunskiferholdig berg utløser renskrav for avrenning i sone 5, men tiltak tilpasset avrenning fra alunskifer kan ikke simuleres i StormTac. Alumnskiferavrenningen har derimot påvirket utformingen av tiltak i sone 7.8 (som overvannet i sone 5 føres til).

### 3.7.2 UTFORMING

AFRY har prosjektert forskjellige tiltak på området som tjener flere formål: transport, fordrøyning og rensing. Det utformes filtergrøft, infiltrasjonsgrøft, tørrdam og sandfang.

#### **Filtermedier**

Materiale til filterlagene i dammene er bestående av sand og torv, mens materialet ikke er satt for grøfter. I rensertiltak med separasjonslag brukes sand, og grus som gjenfyllingsmasser ned til drensledning. Egenskapene til forskjellige lagtyper legges inn i StormTac ved å velge porevolum og hydraulisk konduktivitet. Disse er valgt etter standardverdier fra StormTac og er vist i tabell 18.

*Tabell 18. Inndata for lag i rensertiltak*

Lagtype	Porevolum	Hydraulisk konduktivitet [mm/h]
Filter medium	0.25	200
Separasjonslag (sand)	0.25	2600
Grus (macdam)	0.40	36000

## **Sandfang og kjeftsluk**

Det er tenkt å bruke sandfangskum og kjeftsluk langs veiene. Kjeftsluk, som for eksempel Ulefos Kjeftsluk LOD (87) leder vann fra veibanen gjennom sluk og ut i grøft slik at vannet kan infiltreres på grøftebunnen. Om ønskelig kan en viss vannmengde gå ned i kum istedenfor grøft. En sandfangskum er vanlig å bruke langs veier da den enkelt skiller ut sand og andre større partikler. Sandfang og kjeftsluk tas ikke med i simuleringene i StormTac, da det vil kreve ytterligere inndeling av arealer og flere simuleringer.

## **Filtergrøft**

Filtergrøft er prosjektert inn i noen av områdetets veigrøfter som har underliggende drensledning for overvann. Det er prosjektert 300mm filterlag med engvegetasjon over 100mm separasjonslag. Drensledningen ligger ca. 1,5 meter under separasjonslaget som gir ekstra fordrøyningsvolum i gruslaget. Grøften tilpasses terreng, men er prosjektert til å være ca. 4 m bred, 0,4 m dyp og å ha en sidehelning mot veien på ca. 1:3. Utforming er vist på tegning F001 på vedlegg 6.

## **Filtergrøft for avrenning fra fjellmasser med alunskifer**

For å håndtere avrenning fra fjellskjæring i alunskifer, er det valgt å benytte en filtergrøft der filterlaget skal inneholde kalkspat. Dette har en nøytraliserende effekt og vil kunne redusere forsuring forårsaket av denne bergarten. I tillegg benyttes en tett membran under separasjonslaget for å hindre infiltrasjon av forurenset vann i grunn. Drensledningen legges ovenfor membranen men grøften utføres ellers lik som filtergrøften nevnt ovenfor. Tegning F006 på vedlegg 6 viser utformingen av filtergrøft med membran. Ettersom funksjonene i StormTacs nåværende versjon ikke tillater simulering av renseeffekten for kalkspat utelates det og bare membranen tas med i simuleringen.

## **Infiltrasjonsgrøft**

Infiltrasjonsgrøft er prosjektert inn i vegggrøfter og rabatter uten direkte underliggende drensledning. Overvann filtreres gjennom ca. 150mm beplantet filterlag og infiltreres så

i underliggende masser. Vann som ikke tas opp av grunne vil renne videre i grøft videre til tiltak, fordrøyning eller inn på ledningsnett.

## Tørrdam

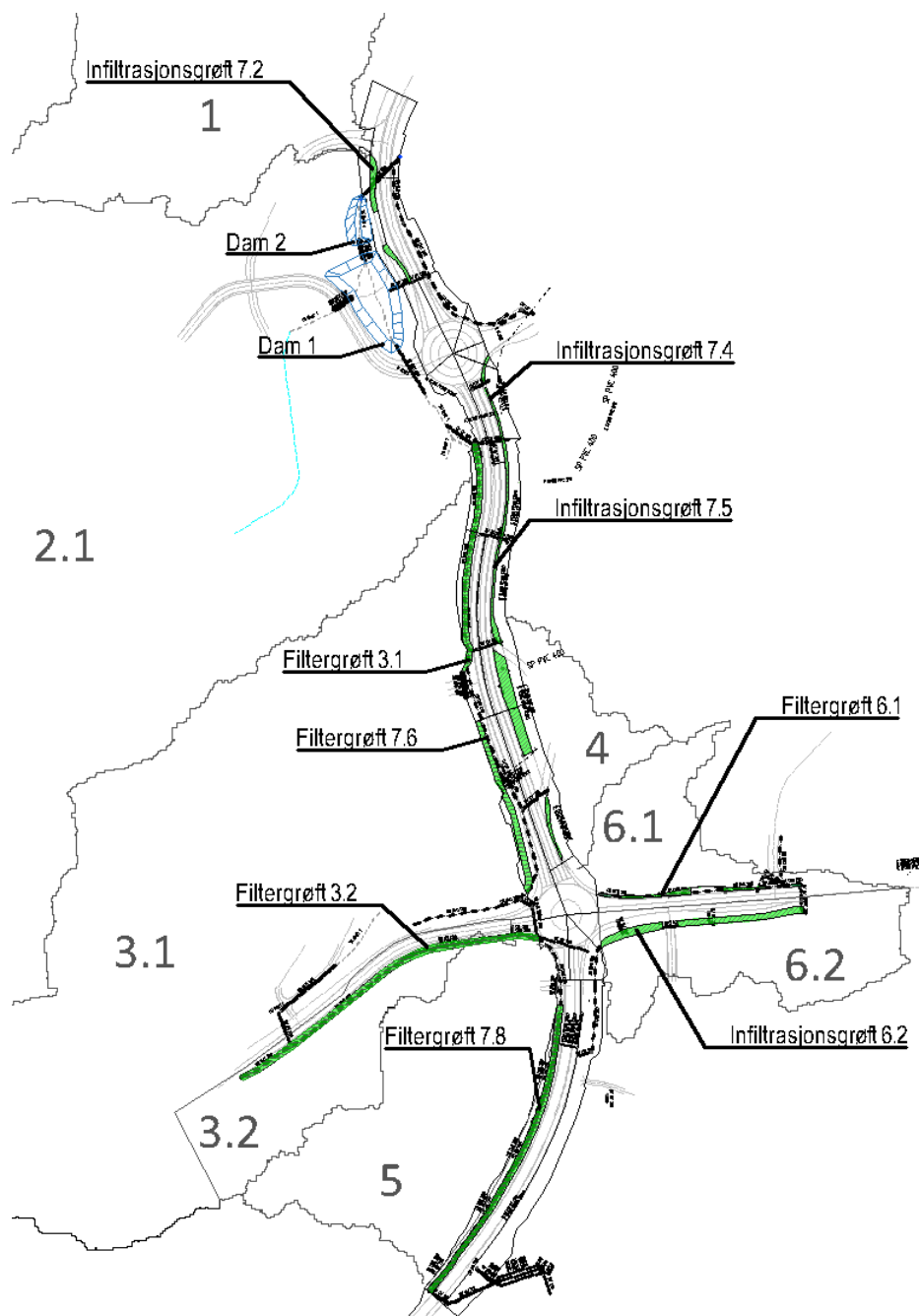
Tørrdammene som skal ligge ved Ankertunet er utformet som en kombinasjons-løsning for fordrøyning og rensing av overvann. Tørrdammene fungerer altså som et rensiltak ved infiltrering og ved lave dreneringsvolum, og et dreneringstiltak ved flom. Dammene vil ha lik utforming foruten i størrelse, og kobles sammen med et DN600 rør og overliggende sikringsrør med DN400 for flomsituasjoner. Overvannet ledes ut av dammene videre mot Oslofjorden i en DN800 ledning. Det settes opp flere 400mm høye terskler i dammene slik at overvann tilbakeholdes og filtreres gjennom filtermedium og pukk inn til drensledning, for så å renne videre til en DN800 ledning og inn på ledningsnett. GH tegningene på vedlegg 6 viser utformingen av dammene.

### 3.7.3 PLASSERING

Plassering av de enkelte tiltakene er vist i figur 23. Rensegrøfter som ligger på samme område, som for eksempel rabatter i 7.5, slås sammen til et felles tiltaksareal. Renseeffekten i StormTac påvirkes ikke av dette. Hvordan tiltakene til de forskjellige områdene legges inn i StormTac er vist i tabell 18.

Tabell 19. Dimensjoner rensiltak

Område			3.1	7.8	6.1	3.2	7.6	7.2	7.5	6.2	7.4	Dam 1	Dam 2
I StormTac			A3	A8	A6	A8	A15	A11	A14	A9	A13	A19	A20
Tiltakstype			Filtergrøft				Infiltrasjonsgrøft				Tørrdam		
Areal	ytre	[m <sup>2</sup> ]	332	796	191	852	645	179	725	528	52	1693	406
	indre	[m <sup>2</sup> ]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	777	79
Lengde		[m]	83	199	95	213	157	35	250	132	51	52	32
Regression-constant		[%]	1.36	12.1	6.4	35.7	35	39.3	23.1	19.2	5.6	0.6	0.27
Filter medium		[mm]	300	300	300	300	300	150	150	400	150	150	150
Separasjonslag		[mm]	100	100	100	100	100	-	-	-	-	-	-
Grus/pukk		[mm]	1550	0	1550	1550	1550	-	-	-	-	400	400
Derav grus under drensledningen		[mm]	0	20	0	0	0	-	-	-	-	100	100
Sidehelning		1:x	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2
Høyde overløp		[mm]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	400	400
Dybde tiltak		[mm]	400	400	400	400	400	200	200	200	200	1425	1675



Figur 23. Plassering av rensetiltak



## 3.8 RESULTATER

### 3.8.1 RENSEEFFEKT

Resultatene fra de to delsimuleringene presenteres av StormTac i en utskrift vist på vedlegg 9 og er slått sammen til fellesresultater på vedlegg 10. Der presenteres beregnet utslipp fra hele området i kg/år og µg/l, både med og uten tiltak, i tillegg til renseseffekten av enkelte tiltak og effekten av kombinasjon av rensegrøft og dam.

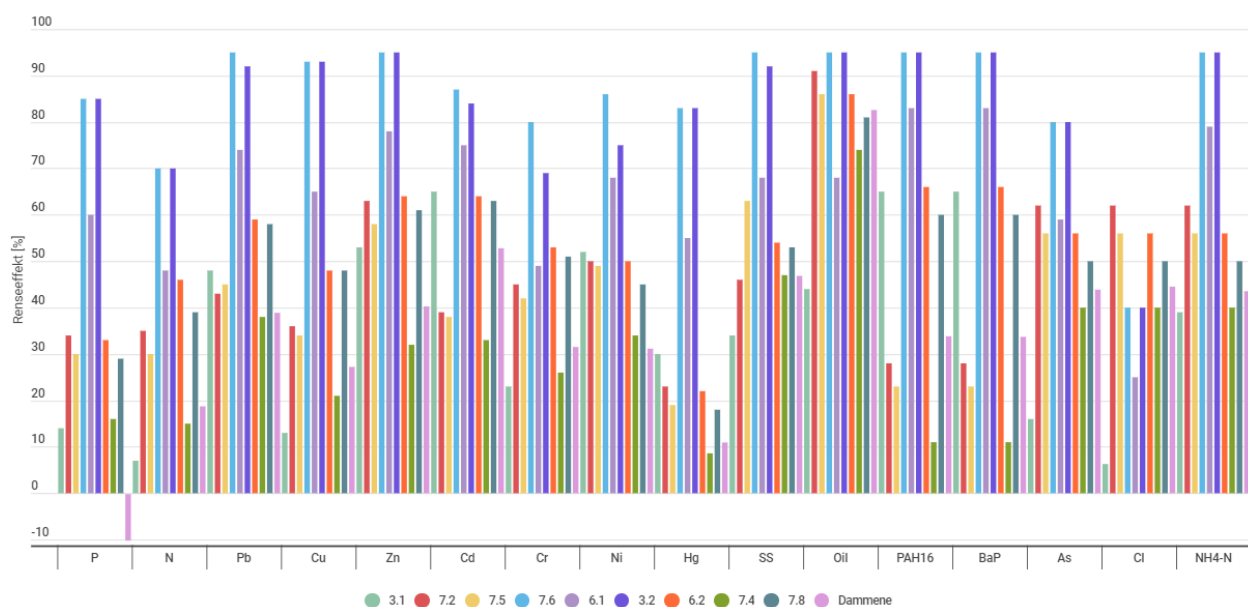
Samlet renseseffekt for enkelte stoffer er illustrert i figur 24. Det bemerkes at resultatet også inkluderer områdene som ikke ledes til rensesiltak (7.1 og 7.9). Tiltakene har med 51 % rensing størst effekt på olje etterfulgt av kadmium, sink og suspendert stoff. Andre stoffer reduseres med 15-19 %. Tiltakene renser nitrogen og kvikksølv med henholdsvis 9 og 6 %, mens fosfor øker med 0,6 %. Dette skyldes dammene, som øker fosforinnholdet i vannet.



Figur 24. Samlet renseseffekt for hele område

Dammenes påvirkning på fosforinnhold i vannet synliggjøres i figur 25 (se vedlegg 10 for tabeller), der renseseffekten til prosjekterte tiltak for noen stoffer vises. Også for andre stoffer er rensesgraden av dammene lavere enn forventet. Dette kan forklares med at de får mye tilrenning fra relativt rene områder og at de fleste vegområder allerede har blitt filtrert i grøft før vannet ledes til dam.

Resultatene kan generelt tolkes slik at filtergrøftene med underliggende drenerør får bedre rensesresultat enn infiltrasjonsgrøftene. Spesielt høy rensesgrad oppnås på område 3.2 og 7.6. Dette kan eventuelt forklares med at områdene er ganske små, som gjør at rensesiltakets arealandel blir stor, noe som spiller en viktig rolle for renseseffekt av tiltak. Forventet rensesgrad fra filtergrøfter for blant annet suspendert stoff og tungmetaller ligger mellom 70 og 90 %. Dette oppnås av de to ovennevnte grøftene samt filtergrøften på område 6.1, mens resterende tiltak renser stoffene med en effekt på ca. 45 %.



Figur 25. Renseeffekt av de enkelte tiltakene

---

### 3.8.2 UTSLIPP TIL OG VURDERING AV RESIPIENT

Stoffkonsentrasjonene for totalt overvannsutslipp i planområdet (etter rensing, µg/l) er for stoffene krom, nikkel, antracen, benzen og DEHP, innenfor gjeldende grenseverdi AA-EQS for «middel kystvann» (66). Se underoverskrift «økologisk og kjemisk tilstand» i kapittel 1.4.1 og Tabell 9 for beskrivelse av grenseverdiene. Utslippene av disse konsentrasjonene vil derfor ikke påvirke Oslofjorden negativt. Se vedlegg 10. tabell 1-2 for utslippsmengder for Oslofjord vest.

For andre stoffkonsentrasjoner for totalt overvannsutslipp til Oslofjorden som overskrider AA-EQS, er dypere analyse nødvendig. I den sammenheng vil simuleringsresultater være et godt grunnlag for analyse. Det bemerkes at konsentrasjon av bly, kvikksølv, BaP, oktylfenol, TBT og arsen er innenfor grenseverdien MAC-EQS for «maks kystvann», og at sink og kobber overskrider MAC-EQS.

Her er det viktig å presisere at grenseverdiene AA-EQS og MAC-EQS er grenseverdier for tilstanden i resipienten, og ikke grenseverdier for forurensningsmengder i overvannet som renner til resipient. Det er i den sammenheng ikke hensiktsmessig med direkte sammenligning mellom µg/l i utslippet og disse grenseverdiene.

Utslipp av olje, suspendert Stoff, PAH, nitrogen, fosfor og ammonium bør også vurderes. Ved vurdering av PAH kan Benzo(a)Pyren betraktes som en markør for de andre PAHene, og det er kun benzo(a)pyren som kan sammenlignes med årlig gjennomsnitt for µg/l (66). Resultater omhandlede suspendert stoff er ikke representativt for analyse omhandlende påvirkning av resipient, dette fordi utført simulering ikke inneholder prosjekterte sandfang som tiltak. Utslipp av olje til Oslofjorden er sterkt påvirket av utslipp fra bensinstasjon i sone 4, og parkeringsareal i sone 2.1. Renseeffekten av olje i sammenheng med utslipp etter tørrdam er 85 %, mens totalt for område er renseeffekten 52 %.

For påvirkning av Bøbekken er det bare utslipp fra sone 3.2, 5, 7.8 og 7.9 som er relevante. Data for forurensning fra disse områdene er presentert i vedlegg 10 tabell 3. Det bemerkes at overvannsmengdene som ledes til Bøbekken er tatt med i beregningsforløpet til Oslofjorden ettersom Bøbekken har utløp i fjorden.

### 3.9 VURDERING AV PROSJEKTET

Kravene som utløses til rensing etter N200 og føringer fra miljødirektoratet er innfridd. Det som gjenstår, er vurdering av effekten av tiltakene og påvirkning av resipient. Miljømål etter vannforskriften skal oppnås for begge resipienter, og i hvor stor grad utslippene fra prosjektområdet vil påvirke disse resipientene fastslås ikke fra simuleringen. Dataene presentert vil derimot være til hjelp i en eventuell vurdering for påvirkning av resipient.

Total renseseffekt for hele området vil bli sterkt påvirket av eventuell rensing ved bensinstasjon i delområde 4, effekten av prosjekterte sandfang og renseseffekten av kalkspatt i forhold til avrenning fra alunskiferholdig fjellskjæring.

Det må videre understrekes at simuleringen er gjennomført etter gjeldende tegninger per 24.04.2020. Slik at eventuelle endringer i prosjektet og løsninger i ettertid må tas med i betraktning når en vurderer hvor realistiske resultatene fra simuleringen er i forhold til fremtidig situasjon.

Et alternativ for å forbedre renseseffekten i området er å legge inn en egen rensegrøft for område 7.1, som er den nordligste delen av Slemmestadveien. Overvannet fra denne flaten renner direkte til grøft uten tiltak og videre til ledningsnettets i simuleringen.

Et annet alternativ er å innføre forsedimentering i område 2.1 for overvannet som renner til tørrdammene. Dette vil skille ut de groveste partiklene i overvannet fra sone 2.1 og 2.2 og øke renseseffekten av tørrdammene.

Infiltrasjonsgrøft 7.4, samt deler av infiltrasjonsgrøft 7.5 og filtergrøft 6.1 er smale, og oppnår derfor ikke optimal renseseffekt (se figur 23). For enkelte strekninger blir grøftebredden bare en meter. Prosjektering av bredere rensegrøfter bør i den sammenheng vurderes.

---

### 3.9.1 KOMMENTARER TIL STORMTAC SIMULERINGEN

I simuleringen er det benyttet standardverdier anbefalt av StormTac for fastsettelse av filtermedia, porevolum og hydraulisk konduktivitet. Dette fordi filtermedia for grøfter ikke var fastsatt i prosjekteringsforløpet når simuleringen ble gjennomført, og fordi filtermedia i tørrdammen er prosjektert med to lagtyper. Det er ikke mulig å dele inn filtermedia i flere lagtyper i StormTac, noe som er en tydelig begrensning ved programmet. Interpolering av verdier for porevolum og hydraulisk konduktivitet i henhold til tørrdammenes filterlag var et alternativ, men standardverdiene gitt av StormTac ble benyttet på grunn av tidspress.

Inndata i sammenheng med resipient er ikke benyttet i simuleringen. StormTac har muligheten til å fastsette utslippsbegrensninger i form av kg/år for Bøbekken og Oslofjorden om en fører inn nødvendige parametere som vannoverflate, vannvolum og resipientkategori. Det er derimot ikke innlysende hvor stort vannvolum som skal benyttes i sammenheng med Oslofjord Vest, eller om det foreligger volumberegninger for Bøbekken noe sted. I den sammenheng burde Asker kommune, Vanddirektivet og andre relevante sektormyndigheter blitt kontaktet tidlig i arbeidsforløpet, med etterspørsel etter inndata.

Inndata for avrenningsflater i StormTac, fastsatt etter kartstudie og manuell oppmåling i AutoCAD, er utarbeidet på detaljnivå med høy nøyaktighet. QGIS modellen utarbeidet av AFRY gir også et godt grunnlag for fastsettelse av lengste vannvei. Vannhastigheten i områdene er beregnet på grunnlag av anbefalte standardverdier i StormTac, der det foreslås ulike strømningshastigheter avhengig av overflaten vannet renner på. I den sammenheng er det ikke tatt hensyn til høydeforskjeller innad i områdene.

Simulerte koblinger mellom områder og vannveiene dem imellom vist av figur 22 fører til noen unøyaktigheter med tanke på avrenning til tørrdammer og mellom flater. Soner som er koblet i serie er ifølge simuleringen nærliggende til hverandre, og overvannet fra første området i en kobling renner gjennom det andre område før det når tiltak. Sonene og koblingene er utformet med fokus på at riktige mengder forurenset overvann skal nå riktig tiltak, slik at riktig renseeffekt oppnås. Dette fører derimot til at noen vannveier i simuleringen forkortes eller neglisjeres helt, slik at vannmengder for eksempel når tørrdammer raskere enn i en reel situasjon. Usikkerheter forbundet med dette er forventet ved bruk av programvare til simulering av et område med komplekse avrenningsmønstre.

Sandfang og kjeftsluk tas ikke med i simuleringene, da det vil kreve ytterlige inndeling av arealer og dermed flere separate simuleringer. Det var ingen lett måte å simulere sandfang sammen med en flateinndeling tilpasset de andre tiltakene i planområdet. Sandfang og kjeftsluk vil ha stor påvirkning på forurensningsmengder i området for reel situasjon, spesielt med tanke på suspendert stoff og forurensning bundet til større partikler. Med tanke på usikkerhet rundt beregningsresultatene fra simuleringen og nøyaktighet til fremtidig situasjon er dette den største kilden til usikkerhet ved resultatene.

---

### 3.9.2 VIDERE ARBEID

#### **Forslag til nye simuleringer**

Simulering hvor overvannet fra sone 1, 2.1, 2.2 og 3.1 føres forbi tørrdam direkte på ledningsnett eller til et separat fordrøyningstiltak ville vært interessant for sammenligning. Overvannet fra nevnte soner kan betegnes som lite forurenset, og hvordan overvannet fra disse områdene påvirker rensegraden til veiavrenningen fra Slemmestadveien hadde vært interessant å kartlegge. Påvirkning på tørrdammenes renseeffekt og total renseeffekt for planområde er også av interesse.

Separat simulering for overvann fra Slemmestadveien hvor sandfang er inkludert i kombinasjon med prosjekterte rensegrøfter vil gi mer nøyaktige beregningsresultater for Slemmestadveien. Ved en slik simulering vil blant annet beregningsresultater for suspendert stoff være mer nøyaktige. Mer nøyaktig kartlegging av forurensning fra Slemmestadveien vil også være av interesse ved vurdering av rensertiltak og resipient, spesielt siden utløste rensekrav for området er tett forbundet med veg og ÅDT.

Egen simulering eller endring av simulering for område 4 er av interesse om det viser seg at det foreligger lokale rensertiltak i henhold til bensinstasjonen i området.

Ettersom utført simulering er gjennomført basert på gjeldende tegninger per 24.04.2020, vil gjennomføring av ny simulering basert på endelige løsninger produsere mer nøyaktige data for fremtidig situasjon.

## **Innhenting av data etter utbygning**

Når Slemmestadprosjektet er ferdigstilt, er det av interesse å foreta feltmålinger av forurensningsmengder i overvann for kartleggelse av renseeffekt av tiltak, samt direkte resipientovervåking. Slik data er essensielt for videre oppfølging og optimalisering av renseanlegg, samt utvikling og utvidelse av datagrunnlaget for utregninger for programvare. Slik data vil også kunne benyttes ved direkte sammenligning av resultater fra StormTac simuleringer, slik at en direkte vurdering av resultatene fra StormTac kan foretas. Feltmålinger bør koordineres i samarbeid med Fylkesmannen og andre sektormyndigheter som har ansvar for koordinering av overvåking og registrering av overvåkningsdata for vannforekomstene i området.

## 4. KONKLUSJON OG OPPSUMMERING

Klima er i stadig endring og det bygges tettere. Det er ingen tvil om at overvann forårsaker skade på infrastruktur og miljø, og at omfanget på skadene vil øke i fremtiden. For å møte disse utfordringene legges det vekt på nye løsninger og strategier, som for eksempel arbeidsmetoder innebærende treleddsstrategien og blågrønne løsninger. Det primære målet med disse løsningene er å sikre tilstrekkelig fordrøyningsvolum, og er bundet til de samfunnsøkonomiske kostnadene som medføres dersom kommunale avløpsledninger og renseanlegg blir overbelastet. Regulering og rensing av forurenset overvann samt fokus på renseløsninger og miljø, oppfattes i denne sammenheng som en sekundær prioritet.

Dersom gode blågrønne lokale renseløsninger for overvann skal kunne prosjekteres i Norge, må det i større grad legges opp føringer og tilrettelegges kunnskapsmessig for når, hvor og hvordan rensiltak skal implementeres. Videre utvikling av lover, føringer og krav må gjøres i samarbeid med utvikling av metode, som igjen forutsetter et større forskningsgrunnlag og økt kompetanse. Ingeniører og planleggere har ansvar for å forklare hvorfor feltmålinger og datainnsamling er viktig, samt legge til rette for prøvetaking og overvåkning gjennom prosjektering. Samtidig burde kommuner og andre forurensningsmyndigheter benytte mulighetene lovverk og forskrifter gir dem til å kreve og etterspørre slike målinger og data. Målet i den forstand vil være å redusere usikkerhetene ved beregning av stoffkonsentrasjoner og renseseffekt oppnådd ved tiltak, slik at videre utvikling er mulig. Eventuelt slik at en kan fastsette grenseverdier for utslipp av overvann med tanke på påvirkning av resipient i henhold til vannforskriftens grenseverdier (AA-EQS og MAC-EQS) i fremtiden.

StormTac har, som en nettbasert programvare, et stort potensiale for utvikling, og ettersom programmets beregningsgrunnlag kan oppdateres fortløpende, har den gode muligheter for å følge og bidra til nevnt utvikling. StormTac kan blant annet benyttes til vurdering av tiltak og beregning av utslippskonsentrasjoner, og gir resultater som er høyt relevante ved gjennomføring av miljømessige risikovurderinger for tiltak og resipient. Bruk av digitale verktøy er høyt relevant i dag, og behovet for samt etterspørsel etter programvare for håndtering av forurenset overvann vil øke i fremtiden.

Det blir spennende å følge videre utvikling både med tanke på metode og programvare, samt potensielle endringer av lovverk som foregår i det offentlige rom.



## KILDER

1. klimatilpasning.no. Nedbør [Internett]. Trondheim: Miljødirektoratet, [oppdatert 07. juli 2017; lest 12. mai]. Tilgjengelig fra: <https://www.klimatilpasning.no/klimautfordringer/nedbor/>
2. Åstebøl SO, Kjølholt J, Hvitved-Jacobsen T, Berg G, Saunes H. Beregning av forurensning fra overvann. Oslo: Klima- og forurensningsdirektoratet; 2012.
3. Opheimsbakken OI, Lehn-Hermandsen S, Helland T, Borge E, Colbjørnsen H, Grimsgaard L, et al. Retningslinjer for overvannshåndtering for kommunene Lørenskog, Rælingen og Skedsmo. Oslo: Kommunene Lørenskog, Rælingen og Skedsmo; 2017.
4. SNL. Overvann [Internett]. Oslo: Store Norske Leksikon [oppdatert 5. februar 2020; lest 6. mars 2020]. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/overvann>
5. SVV. Vannforurensning [Internett]. Oslo: Statens vegvesen [oppdatert 17. februar 2020; lest 21. februar]. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/fag/fokusomrader/miljo+og+omgivelser/forurensning/vann>
6. Kruuse-Meyer R, Rabben E. Avrenning av vann fra sprengningsarbeid. Oslo: Statens vegvesen; 2005. UTB 2005/06.
7. Tveiten V, Andreassen F. Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. Oslo: Norsk forening for fjellsprengningsteknikk; 2009. Teknisk rapport 09.
8. NOU 2015: 16. Overvann i byer og tettsteder: Som problem og ressurs. Oslo: Klima- og miljødepartementet; 2015.
9. Ranneklev m.fl. Vannforekomstets sårbarhet for avrenningsvann fra vei under anlegg- og driftsfasen. Oslo: Statens vegvesen; 2016. 587.
10. Miljødirektoratet. Andre fysiske inngrep [Internett]. Oslo: Miljødirektoratet [oppdatert 15. mai 2013; lest 21. februar]. Tilgjengelig fra: <http://tema.miljodirektoratet.no/no/Tema/Arter-og-naturtyper/Villaksportalen/Pavirkninger/Fysiske-inngrep-i-vassdrag/Andre-fysiske-inngrep/>
11. Olerud K. Avrenning - Jordbruk [Internett]. Oslo: Store Norske Leksikon [oppdatert 28. august 2019; lest 28. april 2020]. Tilgjengelig fra: [https://snl.no/avrenning\\_-\\_jordbruk](https://snl.no/avrenning_-_jordbruk)
12. Storhaug R, Åstebøl SO. Avrenning av miljøgifter fra tette flater. Oslo: Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord; 2015. 15-001.
13. Nestaas I, Andersen G, Brinchmann B. Luftforurensning [Internett]. Oslo: Store norske leksikon [oppdatert 3. mai 2020; lest 26. mars 2020]. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/luftforurensning>
14. Lindholm M, Bavel Bv, Bråte ILN, Eidsvoll DP, Ranneklev SB, Hurley R, et al. Kunnskapsstatus om plastforsøpling langs vassdrag og kyst, og vurdering av metoder for overvåking. Oslo: Norsk institutt for vannforskning; 2019. L.NR. 7425-2019.
15. Ranneklev SB. Et litteraturstudium over forurenset snø fra bynære områder: stoffer, kilder, effekter og håndtering. Oslo: Statens Vegvesen; 2016. 479.
16. Amundsen CE, Roseth R. Utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge. Oslo: Statens Vegvesen; 2004. UTB 2004/08.

17. SVV. Spørsmål og svar om salting av veger [Internett]. Oslo: Statens vegvesen [oppdatert 29. august 2018; lest 30. mars 2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/fag/veg+og+gate/drift+og+vedlikehold/Vinterdrift/salting/sporsmal-og-svar>
18. SVV. Vegtunneler [Internett]. Oslo: Statens Vegvesen [oppdatert 28. mars 2018; lest 13. april 2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/fag/teknologi/tunneler>
19. Vik EA, Sahu AK, Garshol FK. Litteraturundersøkelse – mobile renseløsninger for vaskevann fra veitunneler. Oslo: Statens Vegvesens; 2016. 498.
20. Åstebøl SO, Robba S, Stenvik G, Kristoffersen HV, Olsen SB. På lag med regnet - Veileder for lokal overvannshåndtering. Oslo: Rogaland fylkeskommune/Jæren vannområde; 2013.
21. Saunes H, Åstebøl SO. Beregning av forurensning i overvann fra tette flater i Glomma vannregion. Oslo: Fylkeskommunen i Oslo og Akershus; 2014.
22. Miljødirektoratet. Overvann [Internett]. Trondheim: Miljødirektoratet [oppdatert 7. mars 2016; lest 17. april 2020]. Tilgjengelig fra: <http://www.klimatilpasning.no/klimautfordringer/overvann/>
23. Lindholm O. Klimatilpasninger - Veiledning om mulige tiltak i avløpsanlegg. Oslo: Statens forurensningstilsyn (SFT); 2007. TA-2317/2008.
24. FHI. Kontroll av badevannskvalitet [Internett]. Oslo: Folkehelseinstituttet [oppdatert 30. januar 2015; lest 10. mai 2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/ml/badevann/badevann--forurensning-og-regler/>
25. Pabst T, Hindar A, Hale S, Garmo Ø, Endre E, Petersen K, et al. Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet. Oslo: Statens Vegvesen; 2015. 389.
26. Vegdirektoratet. Håndbok N200 Vegbygging [Internett]. Oslo: Vegdirektoratet [oppdatert 15.juli 2018; lest 03.03.2020]. Tilgjengelig fra: [https://www.vegvesen.no/attachment/2364236/binary/1269980?fast\\_title=H%C3%A5ndbok+N200+Vegbygging+%2810+MB%29.pdf](https://www.vegvesen.no/attachment/2364236/binary/1269980?fast_title=H%C3%A5ndbok+N200+Vegbygging+%2810+MB%29.pdf)
27. Bryhni I. Alunskifer [Internett]. Oslo: Store Norske Leksikon [oppdatert 8. mai 2017; lest 28. april 2020]. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/alunskifer>
28. Bratberg E. Landbruk [Internett]. Oslo: Store Norske Leksikon [oppdatert 1. oktober 2018; lest 28. april 2020]. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/landbruk>
29. Landbruksdirektoratet. Vann og forurensning [Internett]. Oslo: Landbruksdirektoratet [oppdatert 29. mars 2019; lest 28. april]. Tilgjengelig fra: <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/miljo-og-okologisk/jordbruk-og-miljo/vann-og-forurensning>
30. Åstebøl SO, Hvitved-Jacobsen T. Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging. Oslo: Statens vegvesen; 2014. SVV rapport Nr. 295.
31. Ødegaard H. Vannkvalitet og vannforurensning. I: Vann- og avløpsteknikk. 2 utg. Oslo: Norsk Vann; 2014. s. 104-33.

32. Levy FES. hormonhermere [Internett]. Oslo: Store norske leksikon [oppdatert 23. oktober 2019; lest 02. mai]. Tilgjengelig fra: <https://sml.snl.no/hormonhermere>
33. Savedge J. Water Pollution: Causes, Effects, and Solutions [Internett]. New York: ThoughtCo. [oppdatert 03. september 2019; lest 11. februar 2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.thoughtco.com/water-pollution-causes-effects-and-solutions-1140786>
34. Microplastics in drinking-water. Geneva: World Health Organization; 2019.
35. UiB. Inngrep og utslipp påvirker vassdragene [Internett]. Bergen: Universitetet i Bergen [lest 05. mars]. Tilgjengelig fra: <https://www.miljolare.no/tema/konflikter/artikler/inngrep.php>
36. Færøvig PJ. Vegsalt og planteplankton i innsjøer. Oslo: Statens vegvesen; 2006. UTB 2006/4.
37. Bækken T, Færøvig PJ. Effekter av vegforurensninger på vannkvalitet og biologi i Padderudvann. Oslo: 2004. SVV Nr.106.
38. Hongve D, Kjensmo J. Eutrofiering [Internett]. Oslo: Store norske leksikon [oppdatert 6. oktober 2019; lest 18. februar]. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/eutrofiering>
39. Professor Hessen DO. Nitrogen - for mye av det gode? [Internett]. Lillehammer: Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver [oppdatert 14. desember 2009; lest 10. februar]. Tilgjengelig fra: <http://www.vassdragsforbundet.no/wp-content/uploads/2018/02/Nitrogen-for-mye-av-det-gode.docx>
40. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Oslo: Direktoratgruppen vanndirektivet; 2018. Veileder 02:2018.
41. Miljødirektoratet. Forsuring av havet [Internett]. Oslo: Miljødirektoratet [oppdatert 06. desember 2019; lest 18. februar]. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/hav-og-kyst/forsuring-av-havet/>
42. Olsen A, Lauvset S, Goris N, Skjelvan I. Revisiting ocean acidification, food security and our earth system. Nairobi: UN environment programme; 2018. Foresight brief 009.
43. Åstebøl SO, Dalen H. Naturbasert håndtering av forurenset overvann fra veg [Internett]. Oslo: Tiltakskatalogen [oppdatert 2020; lest 16. mars]. Tilgjengelig fra: <https://www.tiltak.no/e-beskytte-eller-reparere-miljoet/e2-luft-og-vannforurensning/e-2-5/>
44. Skaara T. Hvordan kan rensedammer utformes langs landeveien slik at tekniske, estetiske og økologiske hensyn blir ivaretatt. [Masteroppgave]. Ås: NMBU; 2015.
45. Åstebøl SO. Rensing av overvann i byområder - kompakte renseløsninger. Oslo: Statens vegvesen; 2007. UTB 2007/02.
46. Paus KH. Regnbed som renseløsning for forurenset vann. Oslo: Oslo kommune; 2016. Veileder.
47. Omdal S. Grøngater - En ny type vegplanlegging, eller bare en visjon? [Masteroppgave]. Trondheim: NTNU; 2013.
48. Larm T, Blecken G. Utformning och dimensionering av anläggningar för rening och flödesutjämning av dagvatten. Bromma: Svenskt Vatten AB; 2019. 2019-20.

49. Grønsten HA, Hauge A, Håkon B, Blankenberg A-GB. Fangdammer – effektive oppsammlere av jord og næringsstoffer [Internett]. Ås: Bioforsk [oppdatert 2008; lest 01. mai]. Tilgjengelig fra: [https://www.nibio.no/tema/miljo/tiltaksveileder-for-landbruket/tiltak-mot-vannforurensning-fra-landbruket/tiltak-mot-vannforurensning-fra-landbruket/fangdammer-og-renseparker/\\_/attachment/inline/01419a71-1e8a-4614-bf31-3701b85af5a4:35424c166f9a921b4fcodd407942f157e8cfc354/Tema\\_3\\_13\\_2008.pdf](https://www.nibio.no/tema/miljo/tiltaksveileder-for-landbruket/tiltak-mot-vannforurensning-fra-landbruket/tiltak-mot-vannforurensning-fra-landbruket/fangdammer-og-renseparker/_/attachment/inline/01419a71-1e8a-4614-bf31-3701b85af5a4:35424c166f9a921b4fcodd407942f157e8cfc354/Tema_3_13_2008.pdf)
50. Jæren Vannområde. Renseparker i jordbruket [nettside]. Rogaland: Jæren Vannområde [oppdatert 09. juni 2015; lest 01. mai]. Tilgjengelig fra: <http://www.vannportalen.no/vannregioner/rogaland/vannomrader/jaren/publikasjoner/veiledere/>
51. Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Oslo: Miljøverndepartementet; 2006.
52. Klimadepartementet, Miljødepartementet. Forskrift om begrensning av forurensning [Internett]. Oslo: Klima- og miljødepartementet [lest 03.Mars.2020]. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931>
53. Lov om erstatning for naturskader (naturskadeerstatningsloven) Oslo: Landbruks- og matdepartementet; 2014.
54. Lov om planlegging og byggesaksbehandling (plan- og bygningsloven) Oslo: Kommunal- og moderniseringsdepartementet; 2008.
55. Lov om vassdrag og grunnvann (vannressursloven) Oslo: Olje- og energidepartementet; 2000.
56. Lov om vern mot forurensninger og om avfall (forurensningsloven) Oslo: Klima og miljødepartementet; 1981.
57. Miljødirektoratet. Overvannstiltak for å hindre forurensning [Internett]. Miljødirektoratet [oppdatert 15.03.2016; lest 03.april.2020]. Tilgjengelig fra: <http://www.miljokommune.no/Temaoversikt/Vannforvaltning/Overvann/Overvannstiltak-for-a-hindre-forurensning/>
58. Regjeringen. Nasjonale mål - vann og helse [Internett]. Oslo: Regjeringen [lest 16.mars.2020]. Tilgjengelig fra: [https://www.mattilsynet.no/mat\\_og\\_vann/drikkevann/nasjonale\\_maal\\_vann\\_og\\_helse/norges\\_maal\\_for\\_vann\\_og\\_helse.36772/binary/Norges%20m%C3%A5l%20for%20vann%20og%20helse](https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/drikkevann/nasjonale_maal_vann_og_helse/norges_maal_for_vann_og_helse.36772/binary/Norges%20m%C3%A5l%20for%20vann%20og%20helse)
59. Fylkeskommune T. Regional plan for vannforvaltning i vannregion Trøndelag 2016 – 2021 [Internett]. Trøndelag fylkeskommune: fylkestinget i Nord-Trøndelag fylkeskommune [lest 02.05.2020]. Tilgjengelig fra: [www.vannportalen.no/vannregioner/trondelag](http://www.vannportalen.no/vannregioner/trondelag)
60. A I, S K. Regional vannforvaltningsplan etter vannforskriften [Internett]. Trondheim: Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet [lest 01.mai.2020]. Tilgjengelig fra: [http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/01\\_2013\\_veileder\\_forvaltningsplan.pdf](http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/01_2013_veileder_forvaltningsplan.pdf)
61. Kommune T. Va-Norm, Trondheim kommune Trondheim Trondheim Kommune [oppdatert 16.03.2020; lest 16.03.2020]. Tilgjengelig fra: <http://va-norm.no/pdf/0/all/126/>

62. Statens Vegvesen. Publications produced under the NORWAT agency programmeOslo: Statens vegvesen [lest 17.03.2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/en/professional/focus-areas/research-and-development/completed-projects/norwat/publications>
63. Vegvesen S. About NORWAT [Internett]. Oslo: Statens vegvesen [oppdatert 24.Mai.2020; lest 17.Mars.2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/en/professional/focus-areas/research-and-development/completed-projects/norwat/about-norwat>
64. Fylkesmannens myndighet for utslipp av forurenset overvann. Oslo: Miljødirektoratet; 2014.
65. Engeland J. Vannforekomstens sårbarhet for avrenningsvann fra vei. Oslo: Vegdirektoratet; 2016. 597.
66. Miljødirektoratet. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. 2016. M-608. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf>
67. Vannportalen. Vann-Nett [Internett]. Vannportalen [oppdatert 13.November 2015; lest 19.03.2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.vannportalen.no/vann-nett1/vann-nett/>
68. Miljødirektoratet. Vannmiljø [Internett]. Miljødirektoratet [lest 19.03.2020]. Tilgjengelig fra: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>
69. Regjeringen. Regjeringen foreslår blågrønne løsninger for overvann [Internett]. Oslo: Regjeringen [oppdatert 02.03.2020; lest 12.April.2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/regjeringen-foreslar-blagronne-losninger-for-overvann/id2691966/>
70. Miljødirektoratet. Overvannshåndtering. Forslag til endringer i forurensningsloven og vass-og avløpsanleggslova [Internett]. Oslo: 2020 [lest 02.Mai.2020]. Tilgjengelig fra: <https://hoering.miljodirektoratet.no/Hoering/v2/990>
71. Kommunaldepartementet, Moderniseringsdepartementet. Høring - Forslag til endringer i plan- og Bygningsloven- Håndtering av overvann [Internett]. Oslo: Kommunal- og moderniseringsdepartementet [oppdatert 02.03.2020; lest 03.Mai.2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/horing---forslag-til-endringer-i-plan.-og-bygningsloven---handtering-av-overvann/id2691854/?expand=horingsnotater>
72. Kartverket. Arealstatistikk for Norge [Internett]. Kartverket [lest 14.Februar.2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.kartverket.no/kunnskap/Fakta-om-Norge/Arealstatistikk/Arealstatistikk-Norge/>
73. kartverk S. Arealstatistikk for Norge 2010. I: Arealstatistikk\_2010\_a, red.: Statens kartverk 2010; 2015.
74. sentralbyrå S. SSB [Internett]. Statistisk sentralbyrå [lest 14.mars.2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/en>
75. Miljødirektoratet. Landbasert industri (utslipp) [Internett]. Miljødirektoratet [lest 23.Mars.2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.norskeutslipp.no/no/Landbasert-industri/?SectorID=600>

76. StormTac. StormTac Web [Internett]. Stockholm: StormTac [lest 1. april]. Tilgjengelig fra: <http://www.stormtac.com>
77. EPA. Storm Water Management Model (SWMM) [Internett]. USA: United States Environmental Protection Agency [lest 11. mai 2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm#tab-3>
78. Asker-kommune. Områderegulering for slemmestad sentrum - Planbeskrivelse [Internett]. Asker: Asker kommune [oppdatert 07. juni 2017; lest 17. mars]. Tilgjengelig fra: <https://docplayer.me/50414294-Omradereregulering-for-slemmestad-sentrum-vedlegg-kvalitetsplan.html>
79. Dyrhaug S, Stenström Y. Overvannshåndtering Slemmestad-Vaterlandsveien. Trondheim: AFRY; 2019. 00-R-31-VA.
80. Paulsen JT. Oppdatert trafikkvurdering for Slemmestad-området. Oslo: Asker kommune; 2019.
81. Asker-kommune. VA-Norm, Asker kommune [Internett]. Asker: Asker Kommune [oppdatert 16 mars 2020; lest 16. mars]. Tilgjengelig fra: <http://www.va-norm.no/pdf/o/all/7/>
82. Valg av returperiode/gjentaksintervall VA-norm Asker. Tilgjengelig fra: [http://www.va-norm.no/wp-content/uploads/2015/12/Valg-av-returperiode\\_gjentaksintervall.pdf](http://www.va-norm.no/wp-content/uploads/2015/12/Valg-av-returperiode_gjentaksintervall.pdf)
83. Norsk klimaservicesenter [Internett]. Norsk klimaservicesenter [lest 23.03.2020]. Tilgjengelig fra: <https://klimaservicesenter.no/faces/mobile/article.xhtml?uri=klimaservicesenteret/Klimanormaler>
84. Askerkart [Internett]. Asker: Asker kommune [lest 23.03.2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.aker.kommune.no/plan-bygg-og-eiendom/kart/>
85. Vann-nett oslo fjorden [Internett]. Vann-nett [lest 20.April.20]. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/0101020601-C>
86. Bøbekken Vann-nett [Internett]. Vann-nett [lest 03.mai.2020]. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/009-165-R>
87. Ulefos AS. Datablad Ulefos Kjeftsluk LOD [Internett]. Ulefoss: Ulefos AS [oppdatert Juni 2019; lest 15. mai]. Tilgjengelig fra: <https://ulefos.com/wp-content/uploads/2019/06/LOD-sluk-2.pdf>

## VEDLEGG

---

Vedlegg 1    Artikkel

---

Vedlegg 2    Plakat

---

Vedlegg 3    Forurensningsparametere

---

Vedlegg 4    Sårbarhetsmatriser

---

Vedlegg 5    Årlig forurensningsutslipp 2012

---

Vedlegg 6    Tegninger AFRY

---

Vedlegg 7    Tegninger Gruppe

---

Vedlegg 8    Inngangsdata Prosjektareal

---

Vedlegg 9    Resultater StormTac-Utskrift

---

Vedlegg 10    Resultatberegninger

---

Vedlegg 11    Sårbarhetsmatrise Bøbekken