

EFFEKT AV NATURBASERTE RENSELØSNINGER FOR OVERVANN

KUNNSKAPSSAMMENSTILLING



Overvannsdam, Fornebu i Bærum kommune, foto: COWI

DESEMBER 2024 MILJØDIREKTORATET M-2896 | 2024

EFFEKT AV NATURBASERTE RENSELØSNINGER FOR OVERVANN

KUNNSKAPSSAMMENSTILLING

OPPDAGSNR. COWI	RAPPORTNR. MILJØDIREKTORATET	AVTALENR.	KONTAKTPERSON MILJØDIREKTORATET	PROSJEKTLEDER COWI	
A287164	M-2896 2024	24087436	Roar Skuterud	Svein Ole Åstebøl	
VERSJON	UTGIVELSESDATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET	KONTROLLERT	GODKJENT
1.0	20.12.2024	Sluttrapport	Svein Ole Åstebøl (COWI) Jes Vollertsen (The WATS Guys ApS) Erik Mølmann (COWI) Marianne Berge (COWI) Subhash S. Rathnaweera (Aquateam COWI)	Vegard Ulland (COWI) Håkon Dalen (COWI)	Merle Tilde Enghoff (COWI)

INNHold

1	Innledning	6
1.1	Bakgrunn og formål	6
1.2	Vannmiljømål	7
1.3	Naturbaserte renseløsninger	8
2	Forurensninger i overvann	10
2.1	Kilder til forurensning	10
2.2	Stofftyper og -egenskaper	11
2.3	Prinsipper for vurdering av renseeffekt for ukjente stoffer	13
2.4	Avrenningens egenskaper	14
2.5	Grunnlag for dimensjonering av renseløsning	15
2.6	Klimautvikling	18
3	Renseprosesser	19
3.1	Fjerning av partikkelbundne forurensninger	19
3.2	Fjerning av oppløste stoffer	21
4	Kunnskapsstatus om renseløsningenes effekt	23
4.1	Innledning om renseeffekt	23
4.2	Overvannsdam	24
4.3	Filterløsninger	33
5	Faktabeskrivelser	44
5.1	Overvannsdam	44
5.2	Infiltrasjonsbasseng	51
5.3	Filterbasseng	58
5.4	Lokale filterløsninger	67
6	Kunnskapshull	82
7	Kilder	83

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og formål

Overvann fra urbane arealer har fått økt oppmerksomhet de senere årene. Det skyldes både økt urbanisering (tilflytning til byer/tettsteder), større og mer intensive nedbørhendelser grunnet klimaendringene og økt belastning på vannforekomstene. I tillegg er det et mål å styrke blågrønne strukturer for økt biodiversitet, rekreasjon og vannhåndtering.

Overvannet i bebygde og trafikkerte arealer er påvirket av forurensninger fra konstruksjoner og menneskelig aktivitet på de urbane arealene. Innholdet av forurensningsstoffer er således et fotavtrykk av bebyggelsesgraden, materialtyper og typer av tette flater med tilhørende utslipp fra den menneskelige aktiviteten som regnvannet påvirkes av (Figur 1). I tillegg tilføres overvann forurensninger fra atmosfærisk nedfall. Dette belaster vannkvalitet, sediment og biota i vassdrag og sjø (Storhaug et al., 2015, Lundberg et al. 2019, Sundal et al.2019). Skal vi nå vannforskriftens målsetning om god økologisk og kjemisk tilstand må belastningen fra overvannsutslippene hensyntas sterkere i miljøarbeidet. Her har kommunene en viktig oppgave med å sørge for at overvannet som forurensningskilde hensyntas sterkere i areal-, miljø- og VA-planleggingen i både ny og eksisterende bebyggelse.



Figur 1. Innholdet av forurensningsstoffer i overvann er et fotavtrykk fra materialtyper, trafikk og alle øvrige aktiviteter i urbane områder som regnvannet er i kontakt med (Foto: Tharan Fergus).

Konsekvensen av overvannsutslipp i resipienter avhenger av utslippets omfang, tilstanden i resipienten og effekten i resipienten sammenholdt med vannmiljømålet for resipienten. Det er således tilstanden og effekten i den aktuelle resipienten som er bestemmende for behovet og omfanget av rensetiltak for overvannet. Eventuelt kan krav om rensetiltak være motivert i forventninger om økt samlet belastning på en vannforekomst over tid.

I dag praktiserer de fleste kommunene retningslinjer for overvannshåndtering som primært hensyntar avrenningsmengder og behovet for fordrøyning i forbindelse med utbyggingstiltak. Nevnte retningslinjer må i sterkere grad implementere ivaretagelse av forurensnings- og rensemessige krav i designet av overvannstiltak for å ivareta vannforekomstenes vannmiljømål.

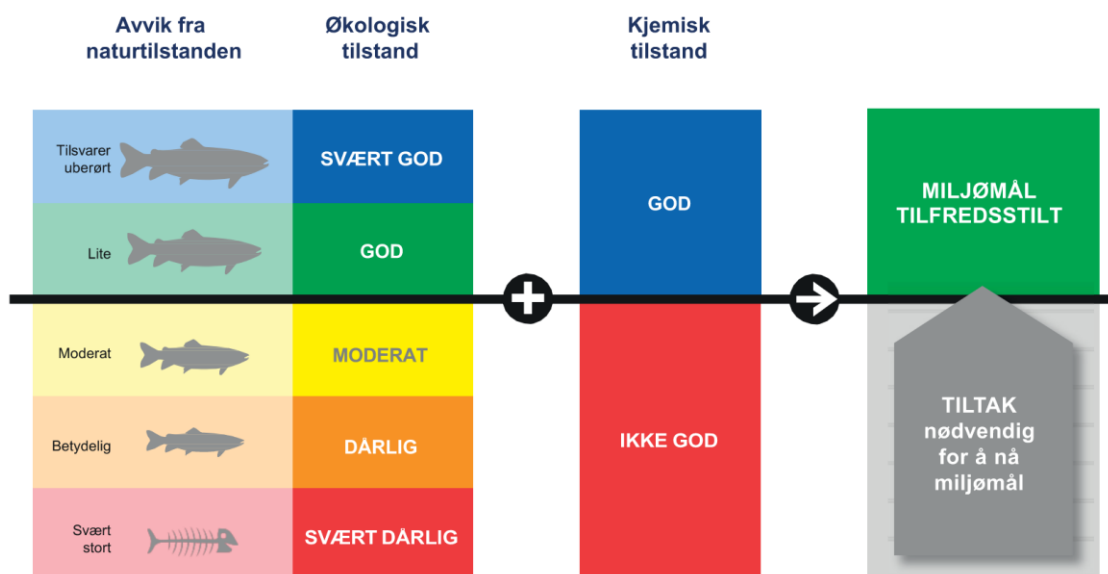
Formålet med foreliggende dokument er å sammenstille nåværende kunnskap om forventet renseeffekt for naturbaserte løsninger for overvann. I oppgaven inngår en beskrivelse av forutsetninger og krav for utforming og drift av løsningene for å sikre en høy renseeffekt i anleggets levetid. Det er fokusert på renseløsninger for forurenset overvann fra tett bebyggelse og høytrafikkerte veier.

Statlige planretningslinjer angir at naturbaserte løsninger skal vurderes i alle planer etter plan- og bygningsloven. Det skal begrunnes dersom naturbaserte løsninger velges bort til fordel for andre løsninger.

1.2 Vannmiljømål

Vannforskriften gir rammer for fastsettelse av miljømål som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene. Ifølge vannforskriften § 4 skal tilstanden i overflatevann beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand (Figur 2). Vannmiljømålene for den enkelte vannforekomst er beskrevet i gjeldende vannforvaltningsplaner. Vannmiljømålene er også tilgjengelig via databasen Vann-Nett (www.vann-nett.no). Miljømål for den enkelte vannforekomst fastsettes av vannregionmyndigheten i samarbeid med vannregionutvalget (vannforskriften § 24). Det utarbeides tiltaksprogrammer i hver vannregion som oppsummerer tiltak som foreslås for å oppfylle miljømålene i den regionale vannforvaltningsplanen (Vannportalen).

Miljøtilstand- og miljømål-klassifisering



Figur 2. Vanndirektivet og den norske vannforskriften forutsetter at tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018).

Behovet for å gjennomføre rens tiltak bestemmes av dagens tilstand i vannresipient og påvirkningen av overvannsutslippet. Det er nyttig å vite hvor stor restkapasitet vannresipienten har for økt mottak av de enkelte stoffer uten å overskride miljømålet, det vil si hvor stor forskjellen er mellom dagens tilstand og det som er miljømålet (Åstebøl et al. 2021). Vannforskriften skiller som tidligere nevnt mellom økologisk tilstand og kjemisk tilstand:

- **Økologisk tilstand** fastsettes etter en 5-delt skala og omfatter stoffer som kan påvirke eutrofiering, belastninger med organisk stoff og partikler/nedslamming. Det er årlig gjennomsnittskonsentrasjon av stoffene, eventuelt gjennomsnittskonsentrasjon i vekstsesongen, som brukes ved fastsetting av økologisk tilstand.
- **Kjemisk tilstand** fastsettes etter en to-delt skala, med benevnelsene god og ikke god. Stoffene er gruppert som prioriterte stoffer, prioriterte farlige stoffer og andre EU-utvalgte stoffer. Grenseverdiene i vann er oppgitt som to verdier: årlig gjennomsnitt (AA-EQS, annual average concentration) og maksimal verdi (MAC-EQS, maximum allowable concentration). EQS betyr Environmental Quality Standard / miljøkvalitetsstandard. AA-EQS er ment å gi beskyttelse for kronisk eksponering, mens MAC-EQS er ment å gi beskyttelse for akutt eksponering. For rensing av overvannsutslipp er de kroniske belastninger over tid mest interessante, dvs. at rens tiltak må bidra til en høy årlig gjennomsnittlig reduksjon i utslippene. Eksempel på stoffer som finnes i urbant overvann, og som inngår ved klassifisering av kjemisk tilstand, er bly og kadmium. For tungmetaller gjelder grenseverdiene for oppløst form.
- Gruppen av **vannregionspesifikke stoffer** inngår i klassifisering av økologisk tilstand (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018), men klassifiseres ved bruk av grenseverdier på samme måte som prioriterte stoffer. Eksempel på vannregionspesifikke stoffer er kobber og sink.
- Oppsummert skal renseløsninger for overvann oppnå en gjennomsnittlig høy reduksjon i utslippet på årsbasis for å bidra til forbedring eller unngå forringelse av tilstanden i en vannforekomst.

1.3 Naturbaserte renseløsninger

Miljødirektoratets definisjon på naturbaserte løsninger ([Vurdere naturbaserte løsninger - miljodirektoratet.no](https://www.miljodirektoratet.no)):

Naturbaserte løsninger (NBL) går ut på å løse samfunnsutfordringer gjennom å ta utgangspunkt i naturlige prosesser og økosystem. Det kan være sosiale, økonomiske eller miljømessige utfordringer, som klimaendringer, forurensing eller tap av natur. Naturbaserte løsninger kan være rene naturtiltak som bevaring eller restaurering av natur, eller de kan brukes i kombinasjon med mer tekniske, konstruerte tiltak, som for eksempel regnbed med naturlige vannplanter hvor man etterlikner naturlige prosesser og økosystem.

I tillegg til å løse samfunnsutfordringer og gi fordeler for naturmangfold, kan naturbaserte løsninger også gi en rekke andre positive effekter som for eksempel å binde karbon, gi bedre luftkvalitet, gi muligheter for rekreasjon og sosiale møteplasser. Naturbaserte løsninger bør utvikles gjennom inkluderende prosesser med innbyggerne.

Med naturbaserte renseløsninger forstås anlegg eller restaurering av naturlige systemer som etterligner de rensprosesser som skjer i naturen. Eksempler på naturens løsninger er

vannforekomster (tjern/dammer) som gjennom naturlige prosesser som sedimentasjon, nedbrytning etc. har evne til å tilbakeholde og omsette tilførte stoffer. Når regnvann strømmer gjennom naturlig jordsmonn skjer en rekke prosesser som tilbakeholder stoffer ved filtrering, sorpsjon (binding) og nedbrytning av stoffer. Naturbaserte renseløsninger bygges som åpne løsninger og utnytter jordmasser, vegetasjon og terrengformasjoner for å oppnå de samme renseprosesser som i naturlige systemer (Figur 3). Renseeffekten i bygde løsninger kan i noen løsninger forsterkes ved å stimulere de renseprosesser som er særlig viktig for de stofftyper som ønskes tilbakeholdt. Renseprosessene tar tid, og det forutsetter at fordrøyning (magasinering) av overvannet inngår som del av renseløsningen. På den måten vil renseløsningene bidra til å oppfylle generelle behov for fordrøyning i urbane områder samt bidra til å redusere påslippet av overvann til det offentlige ledningsnett.



Figur 3. Eksempler på naturbaserte løsninger (overvannsdam og regnbed/filtergrøft) for rensing av overvann fra motorvei og hovedgate (Foto: COWI).

Naturbaserte renseløsninger har tilleggskvaliteter i form av å være visuelt attraktive naturelementer og blågrønne strukturer for innbyggere i bo- og oppholdssteder. Naturbaserte løsninger skaper også økt naturmangfold (biodiversitet). Kontakt mellom dyreliv og forurensningsstoffer som akkumuleres i slike løsninger kan ha negative biologiske effekter f.eks. for bunnlevende organismer i dammer (Wik et. al, 2008, Wium-Andersen et al. 2010, Sun et al. 2019, Meland et al.2019/2020). Renseløsninger bidrar til å tilbakeholde forurensningsstoffer og dermed redusere den diffuse spredningen av stoffene i naturmiljøet. Stoffene kan jevnlig fjernes fra renseløsningene og deponeres på en trygg måte isolert fra naturmiljøet. Så lenge konstruksjoner og produkter for menneskelig aktivitet inneholder helse- og miljøfarlige stoffer, vil slike stoffer spres til omgivelsene og det vil kunne være behov for å redusere spredningen ved å tilbakeholde stoffene f.eks. i naturlige renseløsninger.

I kommuneplanens arealdel kan det på plankartet angis hensynssoner for flom, vannveier og grøntstruktur for å sikre areal til overvannshåndtering. Arealdelens bestemmelser og retningslinjer legges til grunn for plan- og byggesaksavdelingens arbeide og for regulanter og utbyggere som utarbeider reguleringsplaner og byggesøknader. Tydelige bestemmelser til plassering og areal for overvannsrensing vil sikre at tiltaket innarbeides som fast rutine i planlegging, prosjektering og saksbehandling.

2 Forurensninger i overvann

2.1 Kilder til forurensning

Foreliggende rapport omtaler naturbaserte løsninger for tilbakeholdelse (rensing) av forurensninger i overvann før utslipp til vannforekomster – vassdrag, grunnvann og sjø. I byer og tettsteder går hovedparten av overvannsavrenningen til ledningsnett før overvannet ledes ut til vannforekomster (separat overvannsnett). I bebyggelse med fellesavløpssystem (eldre bebyggelse) føres overvannet sammen med spillvannet i felles ledning til renseanlegg der overvannsforurensninger dels havner i slammet, dels i anleggets utløp til resipienten og dels går til resipient via regnvannsoverløp. Påslippet av forurenset overvann til fellesavløpssystem blir ikke videre omtalt i denne rapporten. Heller ikke overflateavrenning fra anleggsvirksomhet inngår i rapporten.

Nedbør på tette flater er hovedkilden til overvannsavrenning i urbane områder, og de viktigste årsakene til at overvannet blir forurenset er:

- Utløsning av stoffer fra overflater av alle typer konstruksjoner som regnet/overvannet er i kontakt med
- Aktiviteter som foregår på overflater og som tilfører overflatene forurensninger, f.eks. biltrafikk (Figur 4)
- Vedlikehold av overflater, f.eks. vintervedlikehold med salt
- Utslipp fra lekkasjer, søl og akutte uhell
- Atmosfærisk nedfall av forurensninger, som også inkluderer nedfall fra nærområder med industri, trafikk, fyring, støv, pollen, insekter m.m.

Overvannsavrenningen bidrar til tre hovedtyper av forurensende utslipp til lokale vannforekomster:

- Direkte utslipp – avrenning fra tette flater til resipient (i åpne overvannsanlegg eller via overvannsledninger). Det er denne typen forurensende utslipp fra overvannet, og rensetiltak for å redusere denne forurensningen, som er tema for rapporten.
- Indirekte utslipp inntreffer når påslipp av overvann til fellesavløpsledninger overbelaster ledningsnettet, og en miks av overvann og spillvann går i overløp til resipient. Denne type utslipp omtales ikke i rapporten.
- Feilkoblinger og lekkasjer på spillvannsnettet tilfører spillvann til overvannsnettet som blandes med overvannet og havner i resipient. Denne type utslipp inngår ikke i rapporten.



Figur 4. Trafikk er et eksempel på en viktig kilde til forurensning av overvann (foto: COWI).

Aktuelle tiltak for å redusere forurensningsutslipp med overvann er som følger (Storhaug et al., 2015):

- 1) Bruke materialtyper i utendørs konstruksjoner som gir mindre utløsning av stoffer
- 2) Begrense aktiviteter som medfører utslipp på tette flater (søl, spill, privat bilvask m.m.)
- 3) Drift og vedlikehold av urbane overflater
 - Renhold av veier/gater
 - Tømming av sandfang
 - Vintervedlikehold med lavere bruk av veisalt
- 4) Krav til forbrenningsmotorer og materialbruk i kjøretøyer
- 5) Restriksjoner på bilkjøring
- 6) Rensetiltak for overvannet

2.2 Stofftyper og -egenskaper

2.2.1 Stofftyper

Overvann fra veier og bebygde områder inneholder stoffer som kan ha forurensende virkning i vannresipienter. Det gjelder i hovedsak følgende stoffer (Lindholm 2004; Åstebøl et al. 2012; Ranneklev et al. 2016):

- Partikler, målt som suspendert stoff (SS)
- Næringssalter
- Oljeforbindelser
- Metaller
- PAH
- Andre organiske miljøgifter
- Salt (natriumklorid, NaCl)
- Mikroplast

Det finnes et utall av kjemiske helse- og miljøskadelige stoffer, som kan forekomme i overvann. For enkelthets skyld grupperes ofte stoffene slik: Tungmetaller, PAH, PFAS, hydrokarboner, pesticider, legemidler, fenoler og ftalater. Det foreligger dokumentasjon på ca. 76 stoffer i urbant overvann som inngår i klassifisering av økologisk og kjemisk tilstand i overflatevann. Av disse er det ca. 34 stoffer som har dokumenterte konsentrasjoner i urbant overvann høyere enn EQS/vannmiljømål i ferskvann (Åstebøl et.al., 2021, Direktoratgruppen vanndirektivet, 2018).

De fleste av disse gruppene er sammenstilt ut fra spesifikke egenskaper ved stoffene, f.eks. tungmetaller, som ofte defineres som metaller med en densitet over 5 g/cm³. Noen få grupper er definert ut fra stoffenes anvendelser, f.eks. pesticider, og her er det ikke noen sammenheng mellom gruppen og de enkelte stoffers kjemiske sammensetning. I begge tilfeller kan stoffene i stoffgruppene ha vidt forskjellige kjemiske, biologiske og fysiske egenskaper.

Stoffene kan også grupperes ut fra deres egenskaper, som kan være en mer hensiktsmessig måte å gruppere dem på i forhold til naturbasert rensing av overvann. Her gir det mening å se på de egenskaper som påvirker om de kan tilbakeholdes i naturbaserte rensesystemer. En vesentlig egenskap er om stoffene er på partikulær form eller om de er oppløste. En annen er om de binder sterkt til partikler og overflater, og en tredje er om de kan nedbrytes eller er persistente.

2.2.2 Oppløst versus partikulært stoff

Hva som er oppløst og hva som er partikulært, er en definisjonssak. Det finnes ingen skarp grense mellom det de fleste vil oppfatte som en partikkel og det de fleste vil oppfatte som oppløst. Tradisjonelt betrakter man partikulært stoff som det som blir hengende på et filter med porestørrelse på 0.4 – 1.6 µm, og oppløst stoff som det som passerer gjennom et slikt filter. Porestørrelsen på filteret er ikke alltid definert i analyseforskriftene, og hvis så er tilfelle er det ikke alltid likt fra forskrift til forskrift. Definisjonen er pragmatisk, idet den beskriver en passende analysemetode til bestemmelse av oppløst stoff versus suspendert stoff. Dette har imidlertid en begrenset anvendelighet når det kommer til beskrivelse av prosesser som er relevant for rensing. For eksempel vil store partikler med en densitet høyere enn vann ha en tendens til å synke til bunns i et basseng, mens mindre partikler ikke bunnfeller.

2.2.3 Koagulasjonsegenskaper

Mindre partikler kan fjernes ved en kombinasjon av koagulering og flokkulering som fører til at det dannes større partikler. Koagulasjon er en prosess der små partikler, kolloider og store molekyler danner aggregater. Prosessen skyldes tiltrekning og frastøtning mellom partikler, ofte på grunn av deres ladninger. Koagulasjon forekommer naturlig i rensesystemer, men kan fremmes ved å tilsette en såkalt koagulant for eksempel et jern- eller aluminiumsalt.

2.2.4 Sorpsjonsegenskaper

Noen stoffer bindes sterkt til partikler eller overflater. Disse kan være faste overflater så som sediment eller filtermateriale eller de kan være kolloider og andre partikler i vannfasen. Den slags stoffer vil derfor tendere til å forekomme som en del av partiklene og oppfører seg som partiklene.

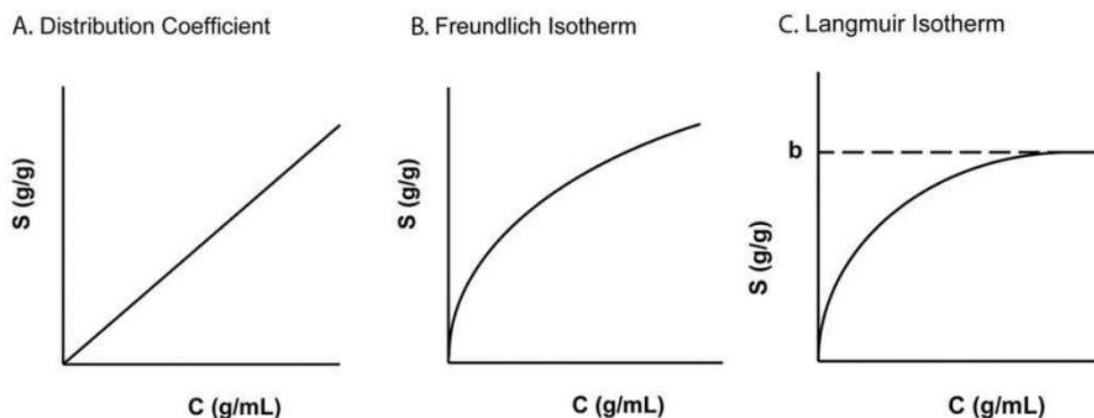
En praktisk måte å angi sorpsjon for organiske stoffer på, er å se på deres oktanol–vann likevektfordelingskoeffisient (K_{ow}). Denne koeffisienten ble opprinnelig definert for å vurdere hvorvidt et stoff bioakkumulerer i fettvev og derfor brukes oktanol, som er en slags "olje" (en fet alkohol). Koeffisienten er forholdet mellom hvor mye av et stoff som er i vann versus oktanol etter at det har innstilt seg likevekt mellom de to faser. Kort fortalt, tilsettes stoffet man undersøker til en beholder med vann og oktanol, og deretter rystes det til det har innstilt seg likevekt mellom de to faser. Innholdet i fasene måles og K_{ow} beregnes etter ligningen nedenfor. Det angis vanligvis som logaritmen til K_{ow} ($\log(K_{ow})$), som ofte skrives som pK_{ow} da tallene ellers blir meget store / små.

$$K_{ow} = \frac{C_{\text{likevekt oktanol}}}{C_{\text{likevekt vann}}} \quad pK_{ow} = \log(K_{ow})$$

I mange situasjoner er man interessert i likevektfordelingskoeffisienten mellom stoffet i vann og andre stoffer enn oktanol. Derfor er det definert andre lignende koeffisienter, for eksempel K_{oc} , som beskriver likevektfordelingen mellom organisk karbon og vann. Denne anvendes ofte ved binding av organiske stoffer til jord og bestemmes grunnleggende på lignende måte som K_{ow} (eller pK_{ow} som er det samme som $\log(K_{ow})$). Man kan også definere og anvende andre likevektfordelingskoeffisienter og her er det spesielt jord–vann likevektfordelingskoeffisienten som er interessant, ofte kalt K_d (eller pK_d som er det samme som $\log(K_d)$).

Det er ikke uvanlig å anta at likevektfordelingen er uavhengig av konsentrasjonen og at det er en lineær sammenheng mellom konsentrasjonen i vann og den andre fasen. For oktanol–vann fordelingen er dette en rimelig antagelse, mens den har begrenset gyldighet for organisk stoff eller

jord. En antagelse om lineær sammenheng betyr at det er ubegrenset sorpsjonskapasitet for det stoff man ser på i forhold til den matrix det bindes til (f.eks. jord eller organisk stoff). Denne antagelsen er kun korrekt ved (relativt sett) lave konsentrasjoner, siden sorpsjon vil bli konsentrasjonsavhengig ved høyere verdier. Den slags beskrives typisk med sorpsjonsisotemer, så som Freundlich og Langmuir isotemer. De tre måter å betrakte sorpsjon på, er illustrert i Figur 5.



Figur 5. A) Fordelingskoeffisienten som brukes til å bestemme f.eks. K_{oc} og K_d ; B) Freundlich isoterm, som antar at det i prinsippet er uendelig stor sorpsjonskapasitet, men at effektiviteten faller med stigende mengde som er bundet; C) Langmuir isoterm som antar at bindingen når et maksimum og deretter ikke kan binde mer.

I tillegg kommer at sorpsjon ikke er en øyeblikkelig prosess, men tar tid. Prosessen er hurtigst i begynnelsen, de første minutter til timer, og deretter avtar sorpsjonshastigheten. Ofte bestemmer man sorpsjon etter 24 timer der det antas at hovedparten av sorpsjonen har skjedd. Det understrekes at binding til jord eller lignende substans vil fortsette over måneder og år og sorpsjonskapasiteten bestemt etter 24 timer vil derfor gi en viss underestimert av den totale bindingskapasiteten.

2.2.5 Nedbrytbarhet

Som utgangspunkt kan uorganiske stoffer ikke nedbrytes, de er persistente, mens organiske stoffer kan nedbrytes. Et eksempel på persistente stoffer er tungmetallene. Nedbrytningen av organiske stoffer kan skje på forskjellig vis og med forskjellig hastighet. Noen stoffer nedbrytes av sollys, noen nedbrytes ved kjemiske prosesser, noen nedbrytes av mikroorganismer og noen nedbrytes ved flere mekanismer i kombinasjon. For noen stoffer skjer nedbrytningen hurtig, mens den for andre stoffer skjer så langsomt at det ikke har noen praktisk betydning. For noen stoffer skjer nedbrytningen under oksyderende forhold og for andre under reduserende forhold. For konkrete stoffer kan man noen ganger finne konkrete målinger av nedbrytbarhet. Alternativt er man nødt til å estimere nedbrytningen, for eksempel ved bruk av modeller utviklet til formålet.

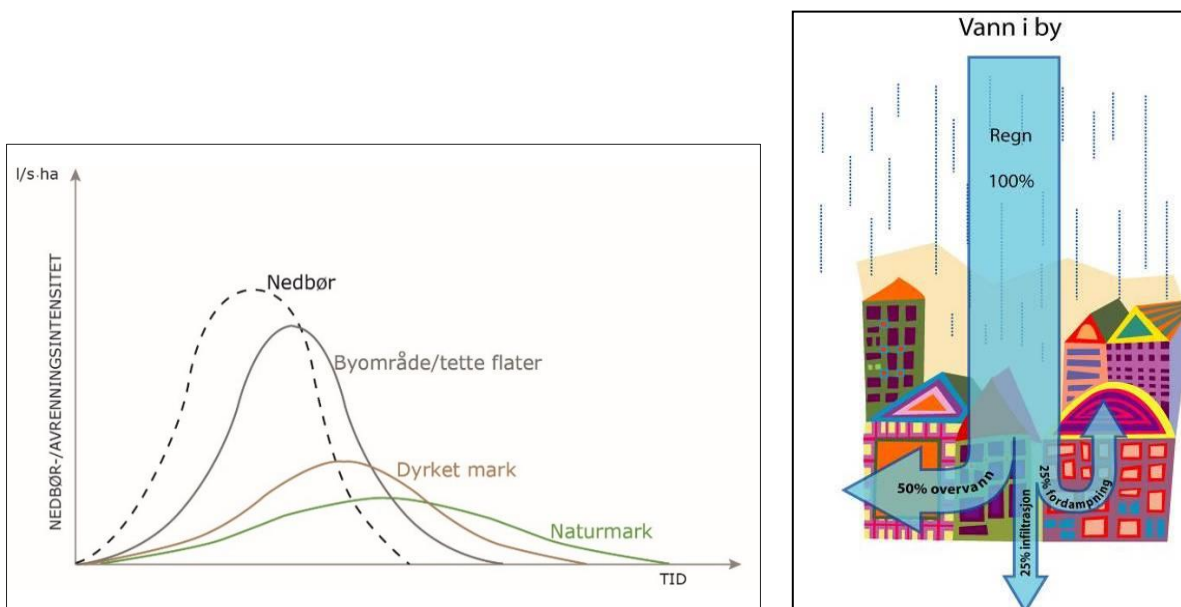
2.3 Prinsipp for vurdering av renseeffekt for ukjente stoffer

For enkelte av de potensielt problematiske stoffer eller stoffgrupper som forekommer i overvann, finnes det solid målebasert viten om hvor effektivt tilbakeholdelsen er i forskjellige renseløsninger. For noen flere finnes det sporadiske målinger som gir et visst inntrykk av renseløsningens effektivitet, mens det for langt de fleste stoffer ikke foreligger noen form for måling.

Når renseeffekten skal vurderes for et stoff som aldri er blitt målt på, kan en vurdering baseres på den effekt som oppnås for stoffer med lignende kjemiske og biologiske egenskaper og der det foreligger måledata for samme system. Hvis det ikke foreligger måledata for lignende stoffer i samme system, kan vurderingen baseres på en grunnleggende viten om stoffets egenskaper sammen med de enhetsoperasjoner som inngår i den aktuelle renseløsning.

2.4 Avrenningens egenskaper

Overvann defineres som overflateavrenning fra urbane arealer som oppstår ved regn eller snøsmelting. I gjennomsnitt for norske tettsteder og byer kan en grovt anslå at ca. 50 % av årsnedbøren renner av som overvann, mens de resterende 50 % infiltrerer i grunnen og fordampes til luft (Figur 6).

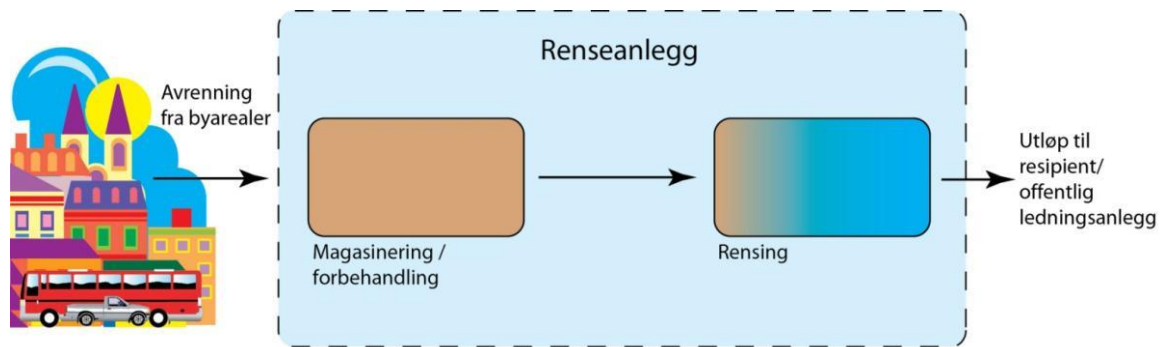


Figur 6. Relative forskjeller i avrenningsintensitet for ulike typeområder (venstre). Anslått gjennomsnittlig årlig fordeling av nedbør i norske tettsteder og byer (høyre) (Ill. COWI).

Avrenning fra tette flater varierer tilsvarende som variasjonen i nedbørmengder og -intensitet. Tette flater har liten naturlig forsinkelse slik som naturområder, og det er en grunnleggende utfordring ved rensing av overvann at store vannmengder skal underkastes rensing i løpet av kort tid (rask avrenning). Dessuten vil en renseløsning være uvirksom (uten tilrenning) i ca. 95 % av tiden (periodene mellom regnbyger). Videre er spekteret av forurensningsstoffer som forekommer i overvann og variasjonen i stoffkonsentrasjoner stort, samtidig som tilhørende prosessmessige krav skal oppfylles for å oppnå en høy og stabil renseeffekt for partikkelbundne og oppløste forurensninger. Snøsmeltingen forsterker utfordringen ytterligere ved at store vannmengder renner av sammenhengende over tid (flere dager i strekk). I tillegg transporterer smeltevatnet forurensninger som er akkumulert i snøen over lengre tid.

I praksis krever en effektiv rensing at denne kombineres med en magasinering av overvann (forsinkelse/fordrøyning), slik at belastningen på rensenheten utjevnes og rensesprosessene får tid til å forløpe (Figur 7). Kommuner har praksis for å kreve fordrøyning ved nye utbygginger og dette kan helt eller delvis oppfylles med de renseløsninger som omtales i rapporten. Generelt gjelder det

også å redusere mengden overvann som må renses, dvs. unngå at forurenset vann som skal renses blandes med rent eller lite forurenset overvann.



Figur 7. Prinsipp for rensing av overvann fra urbane arealer (tettsted, byer og veier) før utslipp av renet vann til resipient/offentlig ledningsnett (Ill. COWI).

2.5 Grunnlag for dimensjonering av renseløsning

Dimensjoneringen av rens tiltak baserer seg grunnleggende på data om tilrenningsareal (feltareal), areal typer og nedbør data. Tilrenningsarealet (A) er det definerte arealet som har avrenning til et rens tiltak, i denne sammenheng fra et tettsted, byområde eller veistrekning. Dimensjonering av rens anlegg skal gi dimensjonerende vannvolum (m^3) i motsetning til dimensjonering av transportsystem (ledninger, kanaler) som opererer med vannføring (l/s). Dimensjonering av renseløsning oppgir ofte et spesifikt volum pr redusert areal (A_{red} , i hektar/ha).

$$\text{Redusert areal } (A_{red}) = \text{tilrenningsareal } (A) \times \text{avrenningsfaktor } (C)$$

hvor C er lik avrenningsfaktor, dvs. andel av nedbøren som renner av fra en flate. C varierer for ulike areal typer og regnintensiteter. En overflate med avrenningsfaktor 1,0 betyr at all nedbøren renner av fra overflaten. Nedbør data og klimafaktorer kan hentes fra [Klimaservicesenteret/Norsk klimaservicesenter](#).

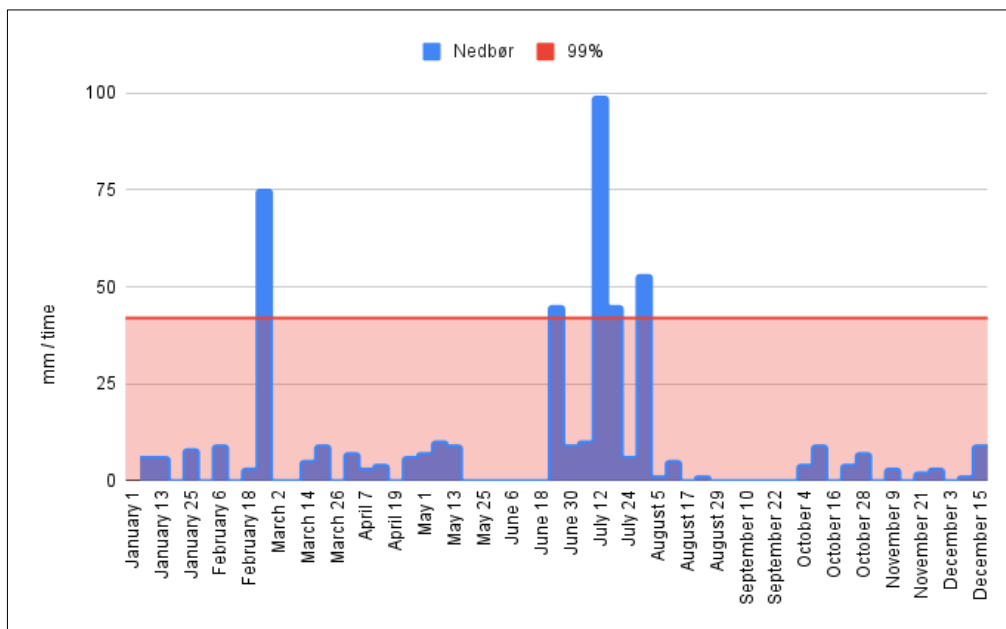
Dimensjoneringen av et rens tiltak skal bidra til at en tilstrekkelig stoffmengde i overvannsutslippet tilbakeholdes for å oppnå en bedring i vannkvaliteten i resipienten i tråd med vannmiljø målet (EQS). Metode for å beregne konsentrasjon i resipient etter utslipp benyttes også for å beregne nødvendig prosentvis reduksjon av stoffkonsentrasjoner i overvannsutslippet (Åstebøl et al. 2021).

Dimensjoneringskriterie for rensing

Den største andelen av årsnedbøren kommer i de volummessig små og mindre intensive regnhendelsene (trinn 1 i 3-trinnsstrategien). Stoffkonsentrasjonen i overvannet har en tendens til å være størst i begynnelsen av en regnhendelse (first flush). Det betyr at avrenningen fra store regn typisk har mindre gjennomsnittlig konsentrasjon enn den fra de små regnene. Dette fører til at den største delen av den årlige forurensningsmengden kommer i de små regnhendelsene og det første avrenningsvannet ved større regnhendelser. First flush angis typisk som avrenning fra 8 -12 mm nedbør, men det er også indikasjoner på at first flush inntreffer ved nedbør ned til 3–5 mm (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

Et rens tiltak bør dimensjoneres for å oppnå nødvendig rens effekt for overvannsmengden som renner av på årsbasis, med henvisning til vannforskriftens gjennomsnittlige konsentrasjons mål på årsbasis (AA-EQS). Det betyr at noen større regn i løpet av året ikke renses fullt ut eller går i overløp. Men slike enkeltregn med høy intensitet og lav hyppighet har marginal betydning for stofftransporten og utslippet på årsbasis. Volummessig betyr disse regntoppene lite på årsbasis (Figur 8). Det er særlig viktig at overløp er utformet slik at det ikke skaper fare for

utspyling/resuspensjon av forurensninger som er tilbakeholdt i renseløsningen. Analyse av historiske nedbørserier viser at man oppnår høyere renseseffekt av å rense en mindre vannmengde effektivt enn å rense alt vannet mindre effektivt (Åstebøl et al. 2021). For rensetiltak som dimensjoneres med gjentakperiode for overløp mindre enn ett år, må nødvendig reduksjon i utslippet til resipient være oppfylt samlet for det rensede utløpet fra rensetiltaket og vannstrømmen som går i overløp (urenset/lite rensset) til resipienten på årsbasis.



Figur 8. Eksemplifisering av fordeling av regnintensiteter og årlig nedbørsmengde. Regnhendelser med intensiteter lavere enn den røde streken utgjør 99 % av den årlige regnmengden. De høye regnintensitetene over streken utgjør bare 1 % av årlig regnmengde og utslippsmessig har de liten betydning for resipienten. Det viktigste er å dimensjonere et rensetiltak for høy rensesgrad for regnhendelsene under streken. Nedbørverdiene på y-aksen er fiktive (Ill. COWI).

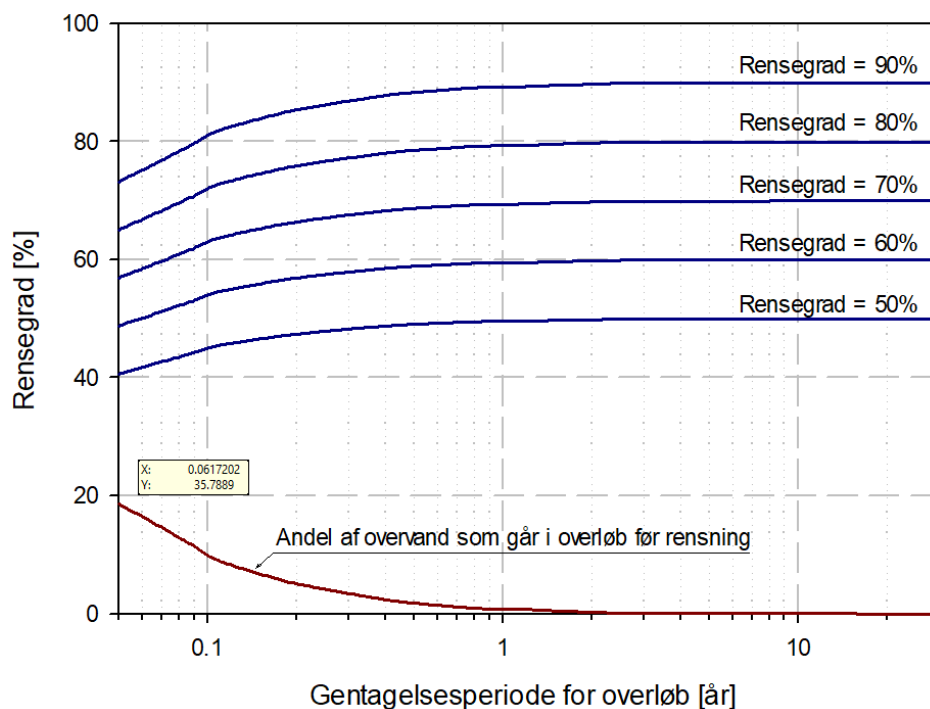
Det foreligger beregninger av dimensjonerende nedbørverdier for ulike regnvarigheter oppgitt som prosentandel av årsnedbøren. Beregningene omfatter 6 nedbørstasjoner (Oslo, Trondheim, Bergen, Hamar, Ås og Drammen) ([Tidsskriftet VANN vannforeningen.no](https://tidsskriftet.vann.vannforeningen.no)) (Paus 2018, Pramsten 2021). For andre stasjoner kan historisk kortidsnedbør etterspørres fra Meteorologisk Institutt (klimavakten@met.no) og de dimensjonerende verdiene kan beregnes selv. Rensing av 95-99 % av årsnedbøren vil være et godt grunnlag for å oppnå en høy gjennomsnittlig årlig rensesgrad med henvisning til vannforskriftens gjennomsnittlige konsentrasjonsmål for god tilstand på årsbasis (vannmiljømål/AA-EQS). For å ivareta vannmiljømålet og samtidig redusere størrelsen og arealbehovet for renseløsninger som har stor betydning i tettbygde områder, vil dimensjonering basert på høy prosentandel av årsnedbør være hensiktsmessig. Dette betyr at en renseløsning ikke trenger å ha gjentakperiode for overløp utover 1 år. Om man ikke har statistikk for lavere gjentakintervall kan 2-års nedbør fra IVF-kurve benyttes som et konservativt anslag for dimensjonerende nedbørverdi. Hvis de nevnte nedbørdata ikke er tilgjengelig kan first flush avrenning (10 mm nedbør) legges til grunn for dimensjoneringen.

Et annet tiltak for å redusere arealbehovet til en renseløsning, er å separere ut og rense det mest forurensede overvannet. Lite forurenset overvann som f.eks. takvann bør ledes utenom renseløsningen.

Dimensjonering av renseløsninger ved numerisk beregning

De fysiske, kjemiske og biologiske prosesser som foregår i renseløsninger som bassenger, kan ligne de som foregår i naturlige vannforekomster eller i jorden. Noen vesentlige forskjeller er at systemene mottar store mengder overflatevann ved nedbør på kort tid, at stoffbelastningen er vesentlig høyere, at de må håndtere et vidt spekter av stofftyper samt at den hydrauliske oppholdstiden er vesentlig mindre. Disse forholdene kan modelleres i en prosessmodell hvor man enten ser på et enkelt system, f.eks. et vått basseng eller på flere rensesystemer koblet sammen. Et eksempel på en slik modell er den danske WDP modellen (gratis nedlastning fra www.separatvand.dk) som tar lange historiske regnserier og sender overvannet gjennom bassenger og filtre, for så å beregne den samlede renseevnen under et sett konkrete forhold (Vollertsen 2018a).

Betydningen av små og store regn for oppnådd renseeffekt kan illustreres ved å kjøre lange historiske nedbørserier i en numerisk modell (f.eks. WDP). I Figur 9 vises en beregning av en 30 år lang dansk nedbørserie. Den røde kurven viser hvor stor andel av overvannet som går i overløp for denne nedbørserien. For eksempel går ca. 10 % av alt vann i overløp ved en gjentakperiode på 0,1 år, mens ca. 0,8 % går i overløp ved 1 år. Rensegradene er beregnet som følger: Vann i overløp renses ikke, vann til rensing renses til gradene vist i Figur 9. For de fleste renseløsninger er dette en konservativ betraktning, siden det ofte skjer en viss rensing også av den mengden som går i overløp. Det sees av Figur 9 at det rent renses teknisk ikke vil lønne seg å rense for gjentakperioder lengre enn ca. 2 – 3 ganger per år (4 – 6 mnd. gjentak). Modellberegningen viser dessuten at man får mye mere effekt av å rense en mindre vannmengde effektivt, enn å rense alt vannet mindre effektivt. Også hvis dette betyr at det går mye vann i overløp. Denne konklusjonen gjelder for alle slags renseanlegg og ikke kun våte bassenger. Tilsvarende analyser bør utarbeides for historiske regnserier for ulike norske regioner.



Figur 9. Teoretisk beregning av rensegrader i forhold til gjentakperiode for overløp fra renseanlegg for overvann. Eksempel basert på 30 år lang dansk nedbørserie beregnet med numerisk modell WDP (Ill. Jes Vollertsen, upublisert).

Et eventuelt behov for en høy gjentakperiode for overløp fra en renseløsning (overløp sjeldnere enn 1 år) bestemmes derfor ikke ut fra et behov for rensing, men ut fra et behov for fordrøyning for å beskytte nedstrøms ledningsnett eller resipient mot hydraulisk overbelastning. Som en logisk følge av dette, bør det bare settes krav til høyt nedbørsgjentak for fordrøyning (sjeldne overløp) når renseløsningen har utslipp til en hydraulisk følsom resipient, en bekk eller påslipp til et ledningsnett, og ikke når det slippes ut til innsjø, fjord eller hav.

2.6 Klimautvikling

Klimaforskningen har underbygget en forventet endring av klimaet i fremtiden. Både årsnedbør, antall dager med kraftig nedbør og nedbørmengden på dager med kraftig nedbør beregnes å øke. Trenden har allerede vært stigende de siste hundre årene. Kortidsnedbør forventes å øke mer enn årsnedbør (anslagsvis 30 % for 3-timers nedbør med 5 års gjentakintervall for RCP8.5) (NCCS, 2015) (Figur 10). I tillegg vil temperaturen øke og endre bl.a. vintersesongen med økt andel nedbør som regn og mindre som snø. Norske kommuner har tatt konsekvensen av denne erkjennelsen og inkludert klimafaktorer i sine dimensjoneringskrav for overvannsanlegg.

Det forventes at det på årsbasis vil forekomme en økning i avrenningen fra et urbant nedbørfelt med økt årsnedbør. Det er et overskudd av akkumulert stoff på tette flater og høyere avrenning vil ha kapasitet til å transportere mer stoff. Nye helse- og miljøfarlige stoffer, ny revidert kunnskap om uønskede effekter og forventelig nye strammere krav til utslipp, vil underbygge behovet for rensing av overvann som ledes til følsomme resipienter i fremtiden (Åstebøl et al., 2010).



Figur 10. I fremtiden forventes økt nedbør på årsbasis og en økning i kortvarig intenst regn. Det gule båndet i overvannet skyldes utvasking av finstoff fra en sand/grus-tipp som lå åpent rett i utkanten av bildet (Foto: Tharan Fergus).

3 Renseprosesser

Ethvert rensesystem implementerer en rekke fysiske og kjemisk/biologiske enhetsoperasjoner og enhetsprosesser som utgjør de grunnleggende byggeklosser i et rensesystem. Det finnes en rekke rensesystemer, men de gjør alle bruk av et begrenset antall enhetsprosesser og -operasjoner, som så implementeres på ulik vis og i ulik grad.

Et eksempel kan være et lukket sandfang kontra en overvannsdam. Sandfanget gjør bruk av sedimentasjon som enhetsoperasjon og kan beskrives ved hjelp av fysisk sedimentasjonsteori. Overvannsdammen implementerer også sedimentasjon som enhetsoperasjon, men implementerer i tillegg enhetsprosessene koagulering og flokkulering, binding av fine partikler til overflater og sedimenter, sorpsjon av oppløste stoffer til overflater, planteopptak, samt nedbrytning av organiske stoffer.

3.1 Fjerning av partikkelbundne forurensninger

Overvannsrensing omfatter de tidligere beskrevne prosesser i ulike kombinasjoner og i ulik grad. Alle rensesystemer for overvann utnytter at størstedelen av de miljøskadelige stoffer opptrer bundet til partikler, makroskopiske partikler og kolloider, og at en effektiv tilbakeholdelse av partikler derfor vil føre til en effektiv tilbakeholdelse av stoffene. En del av de miljøskadelige stoffene som er bundet til partiklene, vil bli nedbrutt i sedimentene mens andre vil akkumulere sammen med de uorganiske stoffene bundet til partiklene.

3.1.1 Sedimentasjon

Sedimentasjon beskrives ved hjelp av Stokes lov. Selv om Stokes lov for bunnfelling av partikler ikke er feil, har den alvorlige begrensninger med hensyn til å fullt ut beskrive prosesser i et rensesystem for overvann. Antagelsen om at partikler skal være sfæriske og faset, at væskens viskositet er den vesentligste begrensning for akselerasjonen, at det ikke er interaksjon med andre partikler eller stoffer i vannet og at vannet ikke er i bevegelse, er i praksis sjelden gyldig. I praksis har den en tendens til kun å gi rimelige estimater for partikler i størrelsesordenen 40–100 μm og retter sig derfor kun mot en meget begrenset del av det relevante størrelsesområde. Andre teorier eksisterer for sedimentering av partikler under turbulente forhold.

På grunn av det store mangfold av partikkelstørrelser og -former, koagulering, flokkulering, stabilitet av aggregerte partikler, samt den komplekse makroskopiske hydraulikken i et rensesystem, er også disse modeller utfordret når det kommer til virkelige systemer. Her nevnes de grensebetingelser som denne type modeller krever og som ikke er kjent på det nødvendige detaljeringsnivå (partikkelstørrelser, partikkelformer, partikkeltetthet, tillrenningsmønstre, vindindusert blanding mm.). Derfor oppstår behovet for å beskrive sedimentasjon ved hjelp av empiriske uttrykk, hvilket ender i beregninger basert på overflatebelastninger eller volumetriske belastninger kombinert med retningslinjer for hvordan sedimentasjonssystemer kan designes for å optimalisere tilbakeholdelsen av stoff.

3.1.2 Adveksjon, turbulent omblanding og binding til faste overflater

Adveksjon, også kaldt konvektiv transport, beskriver en transportform der et oppløst stoff eller en fin partikkel transporteres av vannfasens nettostrøm. Turbulent omblanding beskriver den kaotiske bevegelse av vann ved virvler som transporterer små legemer av vann i andre retninger og/eller med annen hastighet enn vannets nettostrøm. Turbulent omblanding forekommer når vannets

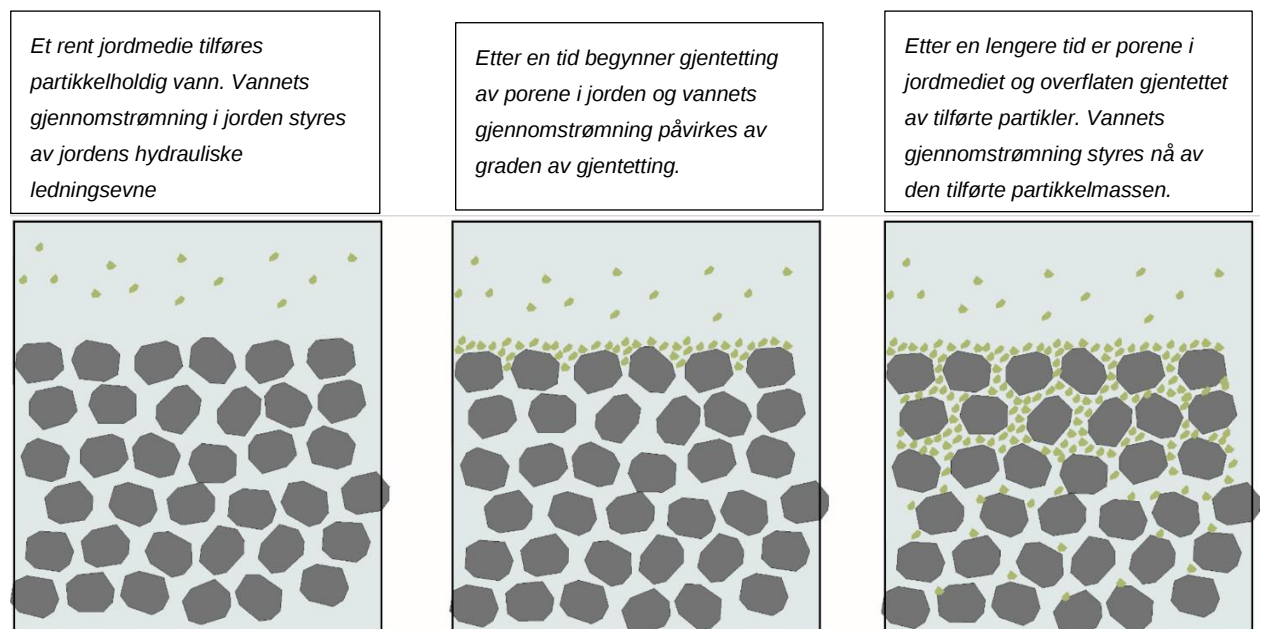
nettostrøm er turbulent (i motsetning til laminær). Nettostrømmen og omblandingen fører til at oppløst stoff samt partikler som ikke kan bunnfelle, kommer i kontakt med faste overflater for eksempel bunnsedimentet, der de kan bli bundet. Denne transportformen fører til at oppløst stoff samt små partikler (eller agglomerater av partikler) som i prinsippet burde flyte eller synke med en meget lav hastighet, likevel kan ende i sedimentet.

3.1.3 Erosjon og resuspensjon

Når partikler først er bunnfelt, bør de forbli bunnfelt. Dette er ikke alltid tilfellet siden endringer i hydrauliske forhold kan føre til erosjon og resuspensjon av tidligere bunnfelt materiale. De eroderende forhold kan være skapt av høy tilrenning av vann eller av sterk vind som skaper indre strømminger i vannsøylen. Resuspensjon kan også forekomme ved utløpet av et anlegg hvis den lokale hastigheten gjør at kritiske spenninger overskrides. Som ved sedimentering er disse prosesser i praksis vanskelige å beskrive deterministisk da det er for mange ukjente parametre. For eksempel i hvilken grad sedimentene er kohesive der de avsettes, om plantevekst beskytter sediment mot resuspensjon også videre. Også her ender man derfor typisk med design etter empiriske retningslinjer.

3.1.4 Filtrering

Filtrering er en effektiv måte for å tilbakeholde partikler. Effektiviteten avhenger av det mediet som vannet strømmer gjennom, samt egenskapene til partiklene i vannet som filtreres. Når vann med et innhold av fine partikler passerer gjennom et porøst medium, vil partiklene i vannet tilstoppe det øverste laget av jordmediet. Dette laget omtales ofte som kolmasjonslaget og prosessen er illustrert i Figur 11 der vann med fine partikler filtreres gjennom en grovere jord.



Figur 11. Kolmering (tilstopping) i et porøst jordmedie (Vollertsen et al., 2019).

Kolmasjonslaget vil definere den reelle porestørrelsen av filtermaterialets øverste lag og herved styre filterets hydrauliske kapasitet i filteroverflaten. Dette fører til at filteroverflater er i stand til å tilbakeholde partikler som er vesentlig finere enn porestørrelsen i det opprinnelige filtermaterialet.

Dette fenomen er velkjent fra forskjellige sammenhenger der det har vist seg å forbedre en jords evne til å tilbakeholde forurensningsstoffer i vesentlig grad. Denne gevinsten kommer på bekostning av en redusert hydraulisk kapasitet. Et vegetasjonsdekke med god rotutvikling vil motvirke nedgangen i hydraulisk kapasitet ved å holde topplaget porøst.

Svært fine partikler og kolloider kan forbli mobile i jordens porerom. Den nøyaktige størrelse og egenskap til partikler der dette kan skje, er typisk i kolloidområdet. Forståelsen av kolloidtransport i jord og andre filtermaterialer er stadig begrenset.

3.2 Fjerning av oppløste stoffer

En mindre del av de forurensende stoffer i overvann forekommer som enkelte molekyler eller ioner. Disse vil stå i likevekt med systemets faste faser (for eksempel jord og sediment), hvor de kan bindes permanent eller tilbakeholdes i kortere perioder. Mens de tilbakeholdes kan noen organiske stoffer bli nedbrutt og noen stoffer kan endre seg fra en løs binding til jordmediet til en sterk og irreversibel binding som potensielt blir en del av den mineralske eller inerte organiske stoffstruktur.

3.2.1 Sorpsjon

Sorpsjon kan inndeles i to fenomener: Adsorpsjon og absorpsjon. Adsorpsjon er binding av stoffer til overflaten av en partikkel. Interaksjonene mellom et stoff i oppløsning og en fast overflate er styrt av krefter på tvers av væske-faststoff-grenseflaten. Absorpsjon dekker det fenomen der et stoff trenger inn i og blir bundet i en annen fase, typisk et fast stoff. Se også avsnitt 2.2.4.

3.2.2 Planteopptak

Planter kan oppta forurensningsstoffer fra omgivelsene, men planteopptak er generelt ikke en viktig prosess for den samlede fjerning av miljøskadelige stoffer fra overvann. Planter primære rolle i rensesystemer relaterer seg til fysiske forhold. For eksempel å stabilisere sedimentet og redusere turbulens og dermed redusere risikoen for resuspensjon og at forholdene for sedimentasjon forbedres. Eller tilsvarende for filterløsninger der de kan bidra til å åpne opp i filteroverflaten (forbedre porøsitet og hydraulisk ledningsevne) i de øverste jordlaget.

3.2.3 Nedbryting av stoffer

Forurensningsstoffer kan nedbrytes i vannfasen i et rensesystem, i biofilm som vokser på dets faste overflater og i sedimentet. Nedbrytning i vannfasen er primært et resultat av fotonedbrytning siden mengden av suspendert biomasse i et rensesystems vannfase typisk er lav. Biologisk nedbrytning er hovedsakelig relatert til mikroorganismer i biofilm og sedimenter. Denne nedbrytningen kan forbedres hvis stoffet binder seg til matriksen og herved tillater stoffet å forbli lengere og i høyere konsentrasjoner. Undersøkelser fra forskjellige jord- og sedimentrelaterte miljøer indikerer at sedimenter kan utgjøre miljøer der biologisk nedbrytning av for eksempel biocider og pesticider kan skje under både aerobe og anaerobe forhold.

Det finnes få detaljerte undersøkelser av nedbrytningen av spesifikke forurensningsstoffer i rensesystem for overvann. Generelt har undersøkelser av slike systemer hovedsak fokusert på den overordnede effekt av disse systemer til å tilbakeholde forurensningsstoffer, mens det kun har vært beskjedent fokus på å forstå de underliggende biologiske og kjemiske nedbrytningsmekanismer for spesifikke stoffer. Det meste kjente gjelder mikroforurensningsstoffer som pesticider der både

sedimentene og plantene har vist seg å spille en rolle for midlertidig tilbakeholdelse og nedbrytning av pesticider. Man har for eksempel funnet at visse pesticider tilbakeholdes i vekstperioden, men som frigis når plantene visner. Andre pesticider kan gjennomgå en reell nedbrytning. Et annet eksempel er tilbakeholdelse og omsetning av PAH, der enkelte undersøkelser har funnet at mengden av kortkjedede PAH'er var relativt lavt i sedimenter fra overvannsdammer i forhold til de langkjedede PAH'er, hvilket innebærer at de kortkjedede PAH'er har vært relativt mere nedbrytbare enn de langkjedede. For jordbaserte infiltrasjonssystemer har man funnet at for eksempel hydrokarboner har en tendens til kun å påvises i de øverste 10 til 30 cm av jorden, og i konsentrasjoner som kan tyde på at de til en viss grad blir nedbrutt. Rotmassen i filterløsninger skaper gode betingelser for mikrobiologisk nedbrytning av organiske forurensninger.

4 Kunnskapsstatus om renseløsningenes effekt

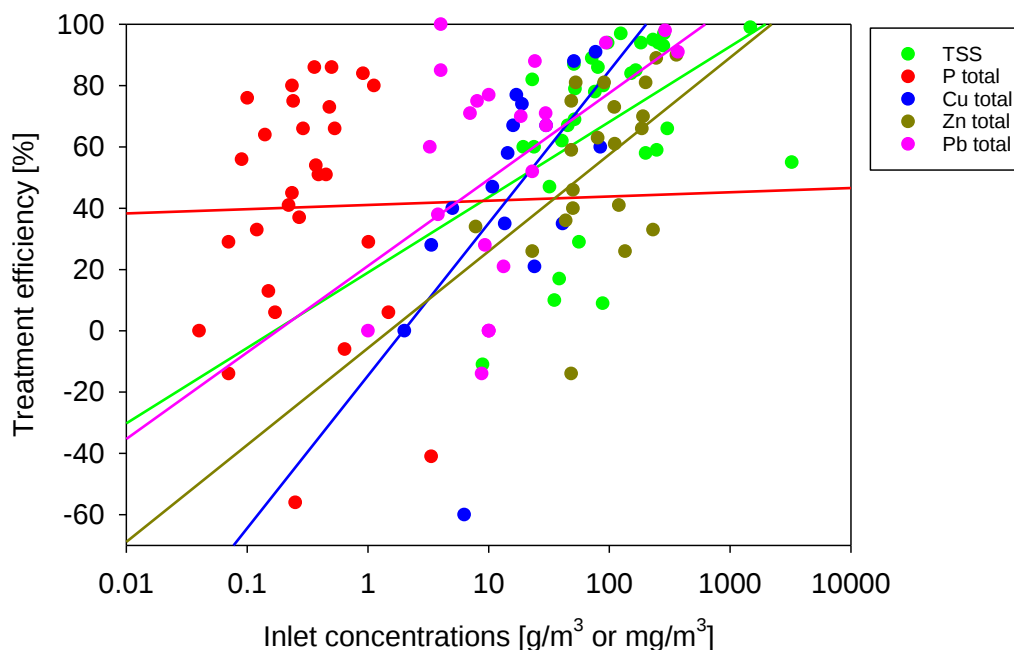
4.1 Innledning om renseeffekt

De fleste data om rensesystemer for overvann dekker en kombinasjon av by-, vei- og motorveiavrenning. Disse avrenningssituasjoner skiller seg ikke mye fra hverandre med hensyn til hydrologi og avrenningsegenskaper. Den overordnede kjemiske sammensetning av overvannet er også lik med hensyn til de fleste av de forurensningsstoffer som er av interesse. Som følge av dette er de implementerte teknologier identiske når det kommer til behandling av overvannet fra de forskjellige typer av nedbør-/avrennings-/tilrenningsfelt. Erfaringer med rensesystemer for en type avrenningsfelt kan derfor generelt overføres til andre typer avrenningsfelt. Det samme gjelder for data fra forskjellige klimasoner, bortsett fra når spesifikke forhold så som snøsmelting dominerer rensingen.

De forurensningsstoffer som har vært mest i fokus er suspendert stoff (SS eller TSS), tungmetaller og næringsstoffer (Clary og Jones, 2017). I en rekke tilfeller er PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) også blitt undersøkt på grunn av en høy toksisitet for noen av de individuelle PAH'er. Fastsettelse av renseeffektiviteten for en bestemt kategori av rensesystemer, f.eks. overvannsdam, er ikke rett frem selv for stoffer som er blitt undersøkt meget detaljert. Rensesystemer adskiller seg på en lang rekke parametre slik som deres spesifikke rensesvolum (forholdet mellom det impermeable tilrenningsareal og det permanente rensesvolum), fordrøyningsvolumet, størrelse, geometri, geografisk plassering samt arealanvendelsen. Skal man svare på spørsmålet om "hvor effektivt er et rensesystem", er man nødt til samtidig å beskrive hvordan det er designet.

Et annet vesentlig forhold som skal hensyntas når man tolker måledata fra rensesystemer, er at prøvetakingsmetodene ofte er forskjellige. Og det samme gjør seg ofte gjeldende for metodene som anvendes til å analysere prøvene. Ofte skjer prøvetakingen ved å ta samtidige stikkprøver av innløp til og utløp fra renseløsningen under en regnhendelse. Renseeffekten er så vurdert ved å sammenligne de to verdier med hverandre. Denne metoden tar ikke høyde for at inn- og utløpskonsentrasjoner varierer sterkt over tid og at den hydrauliske forsinkelsen i et rensesystem gjør at prøvene ofte ikke stammer fra samme regnhendelse. Denne metoden gir derfor data med meget stor usikkerhet. Noen enkelte undersøkelser er gjennomført som vannføringsvektede prøver over lange perioder (halve og hele år) og de gir et langt mere solid datagrunnlag.

Et annet problematisk forhold er at effektiviteten av en renseløsning ofte angis som rensegrader som betyr den relative fraksjon av et stoff som fjernes av anlegget. Denne metoden er problematisk siden den ignorerer hvordan et rensesystem rent faktisk fungerer. Tar man for eksempel et system og utsetter det for en høy innløpskonsentrasjon, vil det utvise en høyere renseeffektivitet enn hvis det samme system utsettes for en lavere innløpskonsentrasjon. Det er med andre ord korrelasjon mellom innløpskonsentrasjon og rensegrad. Dette illustreres av reelle data for overvannsdammer fra den amerikanske bmp-databasen inkludert noen danske og norske data (Figur 12). Der fremgår det at renseeffektiviteten avhenger sterkt av innløpskonsentrasjonene for fire av de fem adresserte forurensningsstoffer. Samlet sett er det derfor vanskelig å presisere hvor effektiv en bestemt renseteknologi er til å fjerne et bestemt forurensningsstoff også når det er rikelig med data for det aktuelle stoffet.



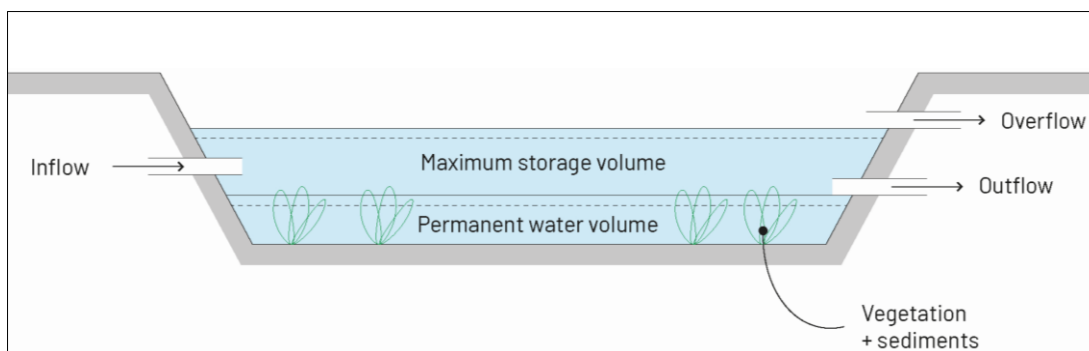
Figur 12. Konsentrasjon i tilrenning til overvannsdam versus renseeffekt. Dataene er etter Vollertsen et al. (2012) og stammer fra BMP-databasedata (www.bmpdatabase.org) samt noen danske og norske studier.

4.2 Overvannsdam

4.2.1 Funksjon og renseprosess

En overvannsdam er en dam som har til formål å motta og tilbakeholde overvann i dager til uker. Under tilbakeholdelsen vil forurensningsstoffer i overvannet bli redusert ved prosesser som ligner de i naturlige sjøer og våtområder beskrevet i tidligere kapittel. En overvannsdam kan også bidra til hydraulisk kontroll og har potensiale til å skape rekreative verdier og biodiversitetsverdier til det omkringliggende område.

En overvannsdam fremstår i landskapet som en naturlig dam eller tjern. Dammen består av et permanent vannvolum med en permanent minimumsvannstand der hovedparten av stoffjerningen foregår mens vannet står i dammen. Den er derfor utformet med en tett bunn for å sikre at det alltid er vann i dammen (Figur 13). Det våte volumet kan overlages av et magasinerings-/fordrøyningsvolum så nedstrøms vassdrag eller ledningsnett beskyttes mot oversvømmelse og erosjon.



Figur 13. Prinsippskisse av overvannsdam (Vollertsen et al., 2019).

De viktigste renseprosesser i en overvannsdam er:

- Akkumulering av forurensningsstoffer i dammens sedimenter. Hovedprosessen er sedimentasjon av primærpartikler og partikler dannet ved koagulasjon og flokkulering, kombinert med advektiv transport samt turbulent omblending.
- Adsorpsjon av fine partikler og kolloider på faste overflater så som planter, steiner og bunnsedimenter.
- Sorpsjon av oppløste forurensningsstoffer til bunnsedimentet.
- Vegetasjonens opptak av oppløste forurensningsstoffer.
- Nedbrytning av akkumulerte organiske forurensningsstoffer i de forskjellige matrikser.

4.2.2 Kunnskapsstatus for målt renseeffekt

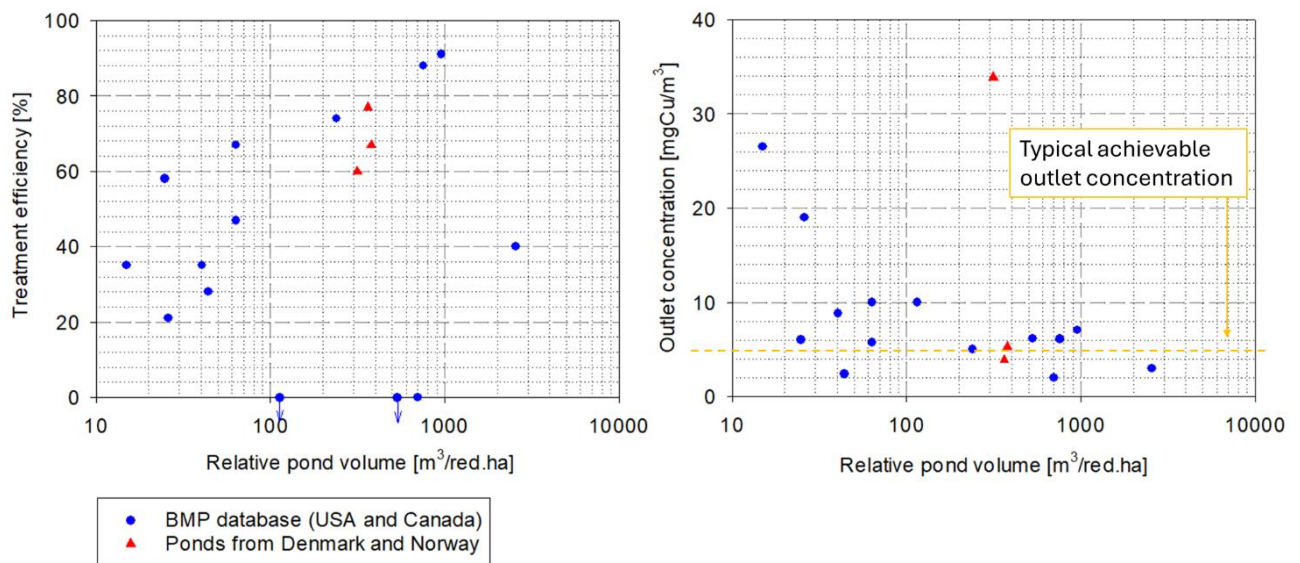
Overvannsdam og de beslektede konstruerte våtområder er den best beskrevne teknologien til håndtering av overvann. Deres effektivitet til å tilbakeholde et bredt spekter av partikkelbundne stoffer er veldokumentert, spesielt med hensyn til noen utvalgte metaller. For andre helse- og miljøskadelige stoffer er datagrunnlaget enten lite eller helt fraværende. Det finnes også enkelte data som viser at de kan redusere en del av de oppløste forurensningsstoffer. Datagrunnlaget for oppløste stoffer er ikke stort og det er vanskelig å angi presise tall for rensedammenes effektivitet overfor oppløste stoffer (Hvitved-Jacobsen et al., 2010; Vollertsen et al., 2012).

De stoffer som er best belyst, er metallene:

Al-Rubaei et al. (2016) undersøkte effektiviteten av et eldre våtområde i Sverige, som har vært drevet i 19 år. De fant at systemet fortsatte å være effektivt til å tilbakeholde stoffer som total-kadmium, total-kobber, total-bly, total-sink, TSS og total-fosfor til mellom 89 og 96%. Sébastien et al. (2014) undersøkte et fordrøyningsbasseng (som er tørt mellom regnhendelser, altså ikke en våt dam) for en rekke tungmetaller og pesticider. For metallene fant de f.eks. total-nikkel, total-bly, total-kobber og total-sink med medianfjerning på mellom 60% og 74%. Vollertsen et al. (2009) rapporterte data fra en motorveidam i Norge, hvor det ble målt kontinuerlig og vannføringsproporsjonalt i et helt år. De fant at renseeffektiviteten for metaller som total-sink, total-kobber, total-kadmium og total-bly lå mellom 58% og 76%.

Vollertsen et al. (2010) rapporterte renseeffektivitet for tre overvannsdammer i Danmark der det ble målt kontinuerlig og vannføringsproporsjonalt i et helt år. De fant rensegrader for sink, bly, kadmium og krom mellom 47% og 64%, mens et metall som nikkel ble "dannet" i et av bassengene, trolig på grunn av høyt nikkelinnhold i innstrømmende grunnvann.

Vollertsen et al. (2012) sammenstilte renseeffektivitet for et antall overvannsdammer i USA og Canada med utgangspunkt i BMP-databasen samt for den norske motorveidam beskrevet av Vollertsen et al. (2009) og de tre danske dammer beskrevet i Vollertsen et al. (2010). Det ble sammenstilt renseeffekter for forskjellige metaller og andre miljøskadelige stoffer i forhold til den spesifikke størrelse av overvannsdammene. De fant at et bedre mål for renseeffekt for overvannsdammer er utløpskonsentrasjonen som kan oppnås, snarere enn rensegrader. For total-kobber oppnådde store og veldeignede rensedammer utløpskonsentrasjoner på typisk 5 µg/L (Figur 14). Total-sink reduseres typisk til omkring 30 µg/L, total-bly til omkring 2 µg/L (når man ser bort fra gamle data fra den gang det var bly i bensinen), total-kvikksølv lå oftest under deteksjonsgrensen, total-nikkel ble noen ganger dannet, andre gange fjernet, total-kadmium reduseres til typisk under 0,1-0,2 µg/L, total-krom ble typisk redusert til under 0,5-1 µg/L og total-arsen ble typisk også redusert til under 0,5-1 µg/L. For kvikksølv, nikkel, kadmium, krom og arsen var verdiene så tett på deteksjonsgrensen, at renseeffekten skal tas med en klype salt.



Figur 14. Data etter Vollertsen et al. (2012) for total-kobber. Rensegrad og oppnådd utløpskonsentrasjon.

Sébastien et al. (2014) undersøkte et fordrøyningsbasseng (som går tørt mellom regnhendelser, ikke en våt dam) for en rekke tungmetaller, PAH og pesticider. De rapporterte at hendelsesbaserte renserater for PAH'er (sum av 15 individuelle PAH'er, nemlig Acy, Ace, Flu, Phe, A, Flh, Pyr, BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, IP, D(a,h)A, Bper, var mellom 67% og 24%. Effektiviteten for andre organiske miljøskadelige stoffer var lavere. For eksempel varierte rensegraden for alkylfenoler mellom 2 % og 31 % med en medianverdi på 14 % for 4-nonylphenol. Polybromerte difenyletere (PBDE'er) ble målt i én hendelse som viste tilbakeholdelse fra 20% til 60%, avhengig av forbindelsen. Pesticidene i overvannet så ikke ut til å bli tilbakeholdt i dammene. Ved tolkning av disse data skal man huske på det tidligere nevnte forbehold omkring prøvetaking når innløp og utløp av en overvannsdam prøvetas samtidig under samme regnhendelse. En slik prøvetakingsstrategi vil ikke resultere i korrekte estimater av renseeffektivitet da det ikke er det samme vannvolum (fra samme

regnhendelse) som prøvetas. Det er mer hensiktsmessig å se på utløpskonsentrasjonene fra disse dammene. For PAH (sum av 15) var utløpskonsentrasjonene i området 165-600 ng/L. For 4-tert-oktylfenol var den omkring 40 ng/L, 4-nonylfenol varierte fra 122 til 1332 ng/L, diuron fra 3 til 1400 ng/L og isoproturon fra 0,8 til 65 ng/L. Det skal utvises forsiktighet ved tolkning av disse dataene for vurdering av hva som utledes fra en overvannsdam, da dette ikke var en dam med permanent vått volum.

Vollertsen et al. (2009) rapporterte data fra en motorveidam i Norge og fant at renseeffekten for totale PAH'er (USEPA 16 PAH) var 85%, mens den var 89% for summen av 4 utvalgte prioriterte PAH'er. I denne undersøkelsen ble renseeffekten beregnet som et gjennomsnitt over 1 års kontinuerlig vannføringsproporsjonal prøvetaking. Til sammenligning var renseeffekten for PAH'er litt høyere enn for suspendert stoff. Medianen av utløpskonsentrasjonene var kun litt over grensene for kvantifisering (henholdsvis 100 og 10 ng/L). De rapporterte også at snøsmelting hadde en negativ innvirkning på renseeffekten.

Walaszek et al. (2018a) rapporterte resultater fra en konstruert våtmark i Frankrike. Våtmarka ble bygget som en sedimentasjonsdam etterfulgt av et våtmarksfilter med vertikal gjennomstrømning. Vannet ble prøvetatt slik at den hydrauliske oppholdstiden ble hensyntatt, hvilket muliggjorde en rimelig vurdering av den faktiske renseeffekten. Dammens effekt var avhengig av den konkrete PAH (det ble målt USEPA 16 PAH'er), men var oftest tett på 100%. Filteret var i stand til å redusere PAH'ene ytterligere, hvilket førte til utløpskonsentrasjoner som nesten alltid var under kvantifiseringsgrensen for de enkelte PAH'er (10 ng/L).

Maillard og Imfeld (2014) sammenstilte massebalansen for en våtmarksløsning med hensyn til pesticider. Våtmarka behandlet avrenning fra en vingård der det ble brukt forskjellige pesticider. De analyserte på glyphosat, AMPA, dithiocarbamater, kresoxim-methyl, pyrimethanil, metalaxyl, tetraconazol, difenoconazol, flutioxonil, spiroxamin, cyprodinil og cyazofamid. De fant at nesten alle pesticider var oppløst, men gjennomgikk sorpsjon til sedimenter og også nedbrytning. Planter (makrofyter) forsterket nedbrytningen i vekstsesongen, men viste seg å frigi noen av pesticidene når plantene visnet. Tilbakeholdelsen på ukentlig basis av oppløste pesticider var i gjennomsnitt 96%, mens partikkelbundne pesticider ble tilbakeholdt med 98%. Variasjonene var betydelige.

Ivanovsky et al. (2018) undersøkte en sjø som mottok en blanding av regnvann og ubehandlet avløpsvann fra by. De så på PAH'er, PCB'er, koffein og carbamazepin. De fant at carbamazepin ($pK_{ow} = 2,45$) ble redusert med 28 %, mens koffein ($pK_{ow} = -0,07$) ble redusert med 74 %. Det var altså ikke de stoffer som sorberes best som også ble fjernet best. Forskjellen i fjerningsgrader ble forklart med nedbrytningsprosesser i sjøen. Reduksjonen av PAH i sjøen var 64 % og også PCB'ene ble redusert. De observerte at renseratene var påvirket av at sjøen hadde flere og ulike typer av tilførsler og renseeffektene skal derfor ikke sees som en reel renseeffektivitet for systemet.

Mikroplast er en ny gruppe forurensningsstoff som er kommet i fokus de senere år. Nylig er det utført en studie av hvordan fire overvannsdammer tilbakeholder denne forurensningstypen (Rasmussen et al., 2023). De målte på forskjellige typer mikroplast og fant at dammene tilbakeholdt 95 % av dekkpartiklene i overvannet. For partikler av plastmateriale annet enn bildekk var tilbakeholdelsen 95 % for partikler $>500 \mu m$ og 88 % for partikler $<500 \mu m$. Også plastpartikler som var lettere enn vann som i prinsippet skulle flyte på overflaten, ble tilbakeholdt i sedimentet. Man argumenterte med at dette måtte skyldes advektiv transport sammen med turbulent omblending i bassenget.

4.2.3 Designparametere

Langt de fleste studier av overvannsdammer har ikke rapportert detaljer om bassengenes design. Det gjør det vanskelig å generalisere den kunnskap som er oppnådd i de forskjellige studier. Et av de første studier som undersøkte sammenhengen mellom en dams størrelse og dens renseseffekt var Pettersson et al. (1996/1999) som fant at bassengers renseevne overfor TSS, Total-N, Total-P, kobber, sink og bly stiger inntil de når et areal på cirka 225 m² per redusert hektar. Utover dette rensesarealet så de ikke en forbedret renseseffekt. Vollertsen (2012) rapporterte et tilsvarende resultat. Det foreligger derfor en bassengstørrelse over hvilken man ikke får forbedret rensingen. Deres konklusjon var at denne størrelsen var ca 200-250 m³ per redusert hektar for nordiske områder med 600 – 900 mm nedbør pr år.

En rekke andre forhold er vesentlige for at et basseng fungerer godt rensesmessig:

- Spesifikt permanent vannvolumen (tørrværsvolum).
- Forbasseng for forsedimentering (utformet for hyppig slamfjerning).
- Vanndybde
- Strømningsforhold i bassenget.
- Utforming av inn- og utløp.
- Tilgang for drift og vedlikehold
- Basisvannføring skal unngås (tilrenning under tørrvær)
- Tett bassengbunn
- Helling på sideskråninger. Skråningene har ingen betydning for bassengets renseevne, men spiller en sikkerhetsmessig, landskapsmessig og estetisk rolle.

Se ytterligere beskrivelse i kap. 5.1.

4.2.4 Driftserfaringer

Kontroll av overvannsdammer i drift langs norske hovedveier har vist følgende typiske feilfunksjoner (Rise Gregersen et al. 2015, Åstebøl et.al.2013/2022):

- Anlegg er bygget med for lav permanent vannstand (tørrværsvolum) som medfører gjengroing av bassengene og redusert renseseffekt.
- Lekkasje i bassengbunn (mangelfull bunntetting)
- Dårlig landskapstilpasning ved bruk av murer og inngjerding
- Manglende slamfjerning og vedlikehold av vegetasjon.
- Lav tilrenning til basseng som opptrer ofte pga kortslutninger og lekkasjer til grunnen i vannveier og fra VA-installasjoner (sluk, kummer).
- Manglende kontraktfestede rutiner for oppfølging og hva som skal gjøres i driftsfasen

Feilene skyldes manglende områdevurdering under prosjektering, mangelfull anleggsutførelse, manglende erfaring og kontroll i byggefasen og manglende prioritering av vedlikehold i driftsfasen.

4.2.5 Forventet renseeffekt for kjente stoffer i overvannsdam

Antallet av stoffer som det foreligger solide data for renseeffekt for, er relativt kort og av varierende kvalitet. Her tillegges også at mange av de rapporterte data ikke forholder seg til at et bassengs renseeffekt avhenger sterkt av hvordan bassenget er designet. Vurderingen av renseeffekt blir derfor en forsiktig vurdering av hva som kan oppnås. Tabell 1 gir en oversikt over stoffer og stoffgrupper der det foreligger et datagrunnlag som er tilstrekkelig for å kunne estimere en renseeffekt.

Tabell 1. Stoffer og stoffgrupper der det foreligger et visst datagrunnlag for å kvantifisere renseeffekt i overvannsdammer.

Stoff	Typisk innhold	Rense-grad [%]	Utløp fra dam	Merknad
SS [mg/L]	90 (30-300)	80 (70-90)	12 (5-20)	Våte dammer er primært effektive overfor partikulært stoff og reduksjonen er derfor god hele året rundt.
Total-P [mg/L]	0,3 (0,1-0,5)	70 (60-80)	0,09 (0,05-0,2)	Partikulært fosfor utgjør oftest minst halvparten av fosforet. Denne delen fjernes primært ved bunnfelling og fjerningen er omtrent konstant hele året.
Oppløst-P [mg/L]	0,15 (0,05-0,3)	70 (50-75)	0,05 (0,03-0,1)	Oppløst fosfor fjernes primært via planteopptak om sommeren. Om vinteren vil fjerningen derfor være minst.
COD [mg/L]	55 (20-100)	45 (30-60)	30 (10-60)	COD'et har lav biotransformbarhet da det kommer fra jordpartikler, visne blader og lignende. Det utgjør kun en uvesentlig belastning for resipienten. Det er normalt uinteressant å se på COD i overvannsutslipp.
BOD [mg/L]	6 (2-10)	30 (20-40)	4 (1-8)	BOD ligger normalt lavt og utgjør kun en uvesentlig belastning i resipienten. BOD i overvann er derfor normalt uinteressant.
Total-N [mg/L]	2 (1-3)	40 (20-60)	1,2 (0,7-2)	Nitrogen ligger normalt lavt og utgjør kun en uvesentlig belastning av resipienten. Nitrogen i overvannsutslipp er derfor normalt uinteressant.
Total-Cu [µg/L]	15 (5-100)	75 (60-80)	5 (2-8)	En vesentlig del av kobberet er partikkelbundet og fjernes derfor sammen med det suspenderte stoffet.
Total-Zn [µg/L]	100 (50-200)	75 (40-85)	30 (5-60)	En vesentlig del av sinken er partikkelbundet og fjernes derfor sammen med det suspenderte stoffet.
PAH [µg/L]	0.2 (<0.01-2)	95%	<0.01 (<0.01-0.1)	De fleste PAH binder seg sterkt til partikler og overflater. De kan derfor forventes å bli tilbakeholdt i relativt høy grad. Det finnes ikke tilstrekkelige data til å forutsi presise rensegrader eller utløpskonsentrasjoner.
Mikroplast	Avhenger av måle-metoden	90%	Avhenger av måle-metoden	De forskjellige typer mikroplast vil tilbakeholdes med forskjellig effektivitet.

4.2.6 Renseeffekter for ukjente stoffer

For langt de fleste helse- og miljøskadelige stoffer vet vi lite om forekomst i overvann og i hvilke konsentrasjoner. Den eneste mulighet for å vurdere hvor effektivt slike stoffer tilbakeholdes i en overvannsdam er å se på stoffenes egenskaper. Det vil gi en vurdering på hvor effektivt de tilbakeholdes. Ved sammenligning med andre stoffer med lignende egenskaper, kan man gi et anslag på hvor effektivt et ukjent stoff tilbakeholdes. Et av problemene med metoden er at det ikke finnes solide data for "lignende" stoffer som man kan sammenligne med. Et annet er at stoffene skal forekomme med omtrent samme innløpskonsentrasjon som de stoffer som ønskes vurdert siden effektiviteten for tilbakeholdelse i en vått dam er bedre for et stoff i høye konsentrasjoner enn for samme stoff ved lavere konsentrasjoner. En vurdering av tilbakeholdelse av et ukjent stoff er derfor kun kvalitativ og det kan ikke angis presise tall.

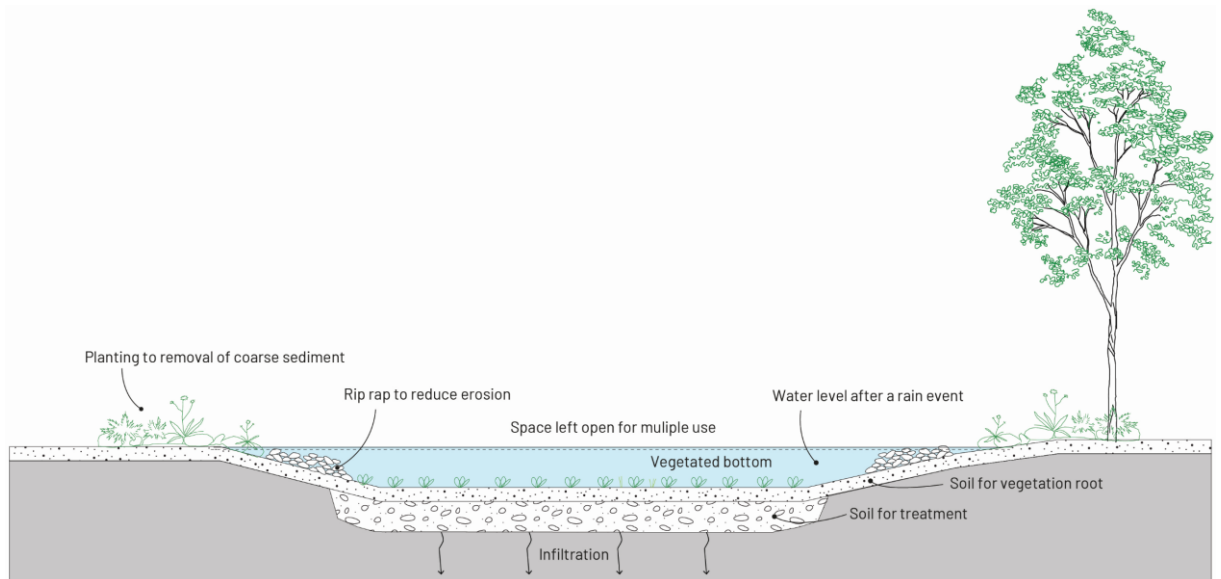
Et eksempel på en sammenligning med et kjent stoff eller stoffgruppe kan eksemplifiseres ved sammenligning mellom PAH-16 og bisfenol A henholdsvis glyfosat. For førstnevnte foreligger det et visst målegrunnlag. For eksempel en større dansk studie som omfattet tilbakeholdelse av 16-PAH i veldesignede overvannsdammer. Det ble utført detaljerte målinger av USEPA 16 PAH, men de fleste verdier var dessverre under analysemetodens deteksjonsgrense (10 ng/L) for såvel innløp som utløp. Det var flere verdier over deteksjonsgrensen i innløpet enn i utløpet og et forsiktig anslag på en rensegrad for den samlede gruppen av PAH var 95% eller bedre. pK_{ow} verdiene for PAH'ene i denne gruppen ligger mellom 3,3 og 6,5. Antas det at rensegraden for et stoff er en funksjon av blant annet dets pK_{ow} verdi, kan man anslå at et stoff som bisphenol A med en pK_{ow} på 3,32 kan forventes å bli tilbakeholdt med en høy renseeffekt i bassengene. Pesticidet glyfosat har derimot en ganske lav pK_{ow} på -3,40 og vil derfor forventes å forbli i vannet og ikke binde seg til partikler eller sedimentet. Om det fjernes vil avhenge av om det blir nedbrutt i vannfasen. Glyfosat blir ikke nedbrutt av lys (fotooksydasjon), men kan nedbrytes av mikroorganismer i vann og jord. Hvorvidt dette skjer for glyfosat kan kun bestemmes ved målinger. Tabell 2 gir en vurdering av i hvilken grad en rekke stoffer og stoffgrupper tilbakeholdes i våte overvannsdammer.

Tabell 2. Et utvalg av stoffer og stoffgrupper og vurdering av renseeffekt i våte overvannsdammer. Referanse K_{ow} ; National Library of Medicine (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/>) m.fl..

Stoff	Oktanoll/vann likevekts-koeffisient, K_{ow}	Samlet tilbakeholdelse	Merknader
Suspendert stoff	Ikke relevant	Høy	Suspendert stoff er i sin natur partikler. Måledata viser at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Total fosfor	Ikke relevant	Høy	Total fosfor er i høy grad bundet til partikler. Måledata viser at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Total nitrogen	Ikke relevant	Lav	Total nitrogen er i mindre grad bundet til partikler. Måledata viser at dammer er lite effektive til å tilbakeholde stoffet.
Bly	Ikke relevant	Høy	Bly er i vesentlig grad bundet til partikler. Måledata viser at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Kadmium	Ikke relevant	Høy	Kadmium er i vesentlig grad bundet til partikler. Måledata viser at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.

Stoff	Oktanoll/vann likevekts-koeffisient, K_{ow}	Samlet tilbakeholdelse	Merknader
Kobber	Ikke relevant	Høy	Kobber er i vesentlig grad bundet til partikler. Måledata viser at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Kvikksølv	Ikke relevant	Trolig høy	Datagrunnlaget for dette stoffet er beskjedent. Trolig tilbakeholdes det i vesentlig grad siden kvikksølv tenderer til å danne komplekser med organisk stoff
Nikkel	Ikke relevant	Trolig middels	Nikkel bindes i mindre grad til partikler. Noen data viser at det tilbakeholdes i våte bassenger, mens andre viser at det dannes.
Sink	Ikke relevant	Høy	Sink er i vesentlig grad bundet til partikler. Måledata viser at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Krom	Ikke relevant	Høy	Krom er i vesentlig grad bundet til partikler. Måledata viser at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Arsen	Ikke relevant	Trolig middels	Arsen binder i mindre grad til partikler. Noen data viser at det tilbakeholdes i våte bassenger, mens andre viser at det dannes.
PAH-16	3,3 – 6,5	Høy	Denne gruppen av stoffer er i høy grad bundet til partikler. Måledata viser at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
PCB7	5,3 – 7,3	Trolig høy	Denne gruppen av 7 PCB'er (polyklorerte bifenyler) er et utvalg av de mange PCB-stoffer som kan forekomme (stoffene 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180). PCB-stoffer har høy Kow, og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
THC	6.97	Trolig høy	THC eller tetrahydrocannabinol eller dronabinol har høy Kow og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
COD		Mellem	Bassenger er effektive til å fjerne partikulært COD, men mindre effektive til å fjerne oppløst COD (f.eks. humusstoffer).
Olje C10-C40	>3	Høy	Olje C10-C40 er i vesentlig grad bundet til partikler. Måledata viser at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Mikroplast	Ikke relevant	Høy	Mikroplast er i sin natur partikler. Måledata viser at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
6PPD	2.82-4.68	Trolig middels til høy	6PPD, eller N-(1,3-Dimethylbutyl)-N'-phenyl-pphenylenediamine, har trolig en middels til høy Kow, og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
DEHP	7.5	Trolig høy	DEHP, eller bis (2-ethylhexyl) phthalate, har en høy Kow, og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.

Stoff	Oktanolvann likevektskoeffisient, K_{ow}	Samlet tilbakeholdelse	Merknader
DiNP	9.37	Trolig høy	DiNP, eller diisononyl phthalate, har en høy Kow, og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
DiDP	10.21	Trolig høy	DiDP, eller 2'-Deoxyinosine-5'-diphosphate, har en høy Kow, og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Fluoranten (PAH)	5.16	Høy	Fluoranten er i høy grad bundet til partikler. Det finnes enkelte måledata som tyder på at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Heksaklor-sykloheksan	3,7 – 4,1	Høy	Heksaklor-sykloheksan, eller hexachlorocyclohexane, har en høy Kow, og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Nonylfenol (4-nonylfenol)	5.76	Høy	Nonylfenol (4-nonylfenol) har en høy Kow, og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Oktylfenol 4 (Oktylfenol 4-(1,1,3,3-tetrametylbutyl)Fenol)	3,7 – 4,12	Høy	Oktylfenol 4 (Oktylfenol 4-(1,1,3,3-tetrametylbutyl)Fenol) har en høy Kow, og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Pentaklorbenzen	5,18	Høy	Pentaklorbenzen, eller pentaklorobenzene, har en høy Kow, og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Benzo(a)pyren (PAH)	6,1 – 6.8	Høy	Benzo(a)pyren (PAH) har en høy Kow, og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Benzo(a)antracen (PAH)	5,6 – 5,7	Høy	Benzo(a)antracen (PAH) har en høy Kow og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Krysen (PAH)	5.7 – 5.9	Høy	Krysen, eller chrysene, har en høy Kow og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Dibenzo(ah)antracen	6.5	Høy	Dibenzo(ah)antracene har en høy Kow og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Pyren (PAH)	4.88	Høy	Pyrene har en høy Kow og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Perfluoroktylsulfonat og dets derivater (PFOS)	-1,08 eller ukjent eller "ikke målbar"	Lav	PFOS har trolig en lav Kow og det må forventes at dammer kun har en lav eller ingen effekt til å tilbakeholde stoffet.
Bisfenol A	3,32	Høy	Bisfenol A har en høy Kow og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Dekametyl syklopentasiloksan (D5)	8,06	Høy	Dekametyl syklopentasiloksan (D5) har en høy Kow og det må forventes at dammer er effektive til å tilbakeholde stoffet.
Klorparafiner (mellomkjedete)	6,5 – 7,2, 4,9 – 12	Høy	Klorparafiner (mellomkjedete), eller Alkanes, C14-16, Chloro, har en høy Kow og det må



Figur 16. Prinsippskisse av Infiltrasjonsbasseng (Vollertsen et al., 2019).

De viktigste renseprosesser i en infiltrasjons- og filterløsning er:

- Akkumulering av partikulære forurensningsstoffer i filteret. De fleste stoffer samler seg i det øverste filterlaget, samt legger seg på filteroverflaten. Hvor langt partikler trenger ned i filtermaterialet avhenger av materialet, herunder dets kornstørrelse, men er ofte 10-30 cm.
- Akkumulering av kolloider i filterets porer.
- Sorpsjon av oppløste forurensningsstoffer til filtermaterialet.
- Vegetasjonens opptak på filterets overflate.
- Nedbrytning av akkumulerte organiske forurensningsstoffer i de forskjellige matrikser.

4.3.2 Kunnskapsstatus målt renseeffekt

Filterings- og infiltrasjonsteknologier kan generelt oppnå høyere stoffjerning enn rensedammer og våtområder. Årsaken er dels at ganske små partikler kan filtreres ut av vannstrømmen. For eksempel undersøkte Egemose (2018) akkumulering av partikler i et sandfilter som polerte (renset) utløpet fra en rensedam. Undersøkelsen viste at fine partikler og forurensende stoffer som fosfor ble fanget i de øverste få centimeter av filteret. En annen årsak er at sorpsjonsmekanismer bidrar til å tilbakeholde oppløste stoffer. For eksempel undersøkte Walaszek et al. (2018a) sorpsjon av oppløste metaller i et konstruert våtområde i Frankrike (et jordfilter) og utførte batchforsøk. De så at sink, kobber og bly ble vesentlig redusert av et slikt filter. De avdekket også at vannets pH er viktig siden metaller har en tendens til å sorbere bedre ved høyere pH og at mineralsammensetningen av filtermaterialet også spiller en viktig rolle.

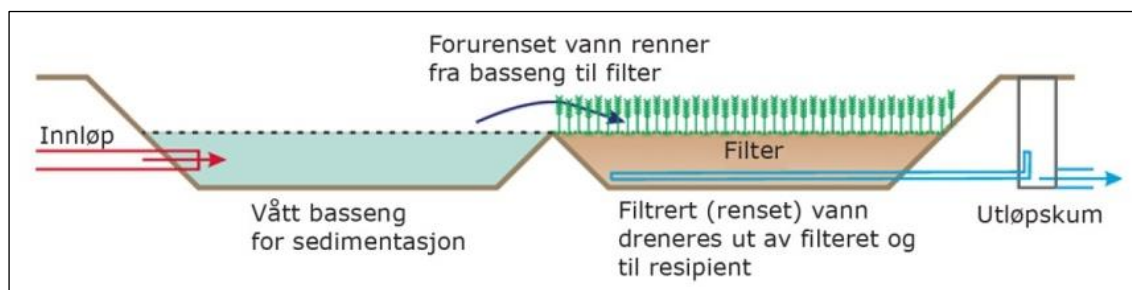
Siden det er ganske vanskelig å ta ut prøver av innløp og utløp fra denne type systemer, har de fleste undersøkelser av filtersystemer sett på hvilke og hvor mye stoff som akkumuleres i filteret. For tungmetallenes vedkommende vil disse hurtig avta ned gjennom den underliggende jordsøyle og typisk være på nivå med bakgrunnskonsentrasjonen innenfor den første meter eller to. Det samme gjør seg gjeldende for innholdet av f.eks organisk stoff og PAH som tilsvarende vil avta hurtig med dybden (f.eks. Dechesne et al., 2004; Barraut et al., 2005; Winiarski, 2006). Dibiasi et al. (2009) fant at PAH i en vegetasjonsdekket infiltrasjonsoverflate bestående av sandblandet jord,

primært ble tilbakeholdt i de øverste få centimeter av overflaten. I en dybde av 90 cm var fjerningen av PAH i snitt på 87% med en gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon av total-PAH på 0,22 µg/L. Andre miljøfremmede stoffer forekommer også i filtersystemer som regnbed, hvor Furén et al. (2022) for eksempel i tillegg til PAH'er fant biphenyler, ftalater og alkylfenoler i 12 eldre regnbed i USA. I det seneste er det også funnet stoffer i PFAS-gruppen i filtersystemer for overvann hvor Beryani et al. (2024) fant at konsentrasjonen av forskjellige PFAS-stoffer kunne finnes i regnbed og at konsentrasjonen var høyere i toppen av beddene enn i bunnen, hvilket indikerer at det trolig er en viss tilbakeholdelse av de undersøkte stoffer.

De få studier som har undersøkt renseevne i filtre har funnet at de generelt er gode til å tilbakeholde partikler og at noen filtre også kan tilbakeholde vesentlige deler av oppløst stoff. For eksempel undersøkte Fronczyk (2017) rensing av kunstig veiavrenning i et jordfilter og fant en renseseffektivitet for de fleste tungmetaller og PAH tett på 100 %. Hatt et al. (2009) undersøkte stoffjerningen i tre jordfiltre og fant at metaller og TSS ble fjernet effektivt, for eksempel med medianfjerning av sink fra 84 til 99%. Shrestha et al. (2018) undersøkte også jordfiltre og fant at fjerning av TSS var i intervallet 89-96%.

Data fra Schweiz om overvåkning av filtersystemer for motorveisavrenning gav et lignende resultat, nemlig at disse systemer er ytterst effektive til å tilbakeholde forurensende stoffer. Et sandfilter på 0,7 m tykkelse reduserte sink til under 10 µg/L og kobber til omkring 10 µg/L (ilu AG, 2016a). Walaszek et al. (2018b) undersøkte et system til behandling av regnvann fra et lite boligfelt i Frankrike som omfattet en rensedam og et konstruert jordfilter. De fant en god fjerningseffekt i det kombinerte systemet, men innkommende vann hadde en tendens til å resuspendere partikler som allerede var bunnfelt i dammen. Den samlede fjerning var generelt høy varierende fra 50% for naphthalen til 100% for partikkelbundet sink.

Vollertsen et al. (2018b,c) undersøkte kombinasjonen av to systemer til behandling av motorveiaavrenning bestående av en rensedam kombinert med et filter. Filtrene inneholdt sandjord og sorpsjonsmaterialer (kalksten og olivingranulater). Sammenlagt kan en slik rensesambinasjon forventes å være mere effektive enn alminnelige jordfiltre. Det viste seg at ved å koble et sorpsjonsfilter etter en rensedam kan utslippet av en rekke stoffer reduseres vesentlig ut over hva rensedammen alene kan gjøre. Systemene var i stand til å fjerne de målte parametre (tungmetaller og fosfor) til nivåer svarende til bakgrunnsverdier i det lokale grunnvannet. F.eks. ble sink redusert til ca. 2 µg/L (Figur 17/Tabell 3).



Figur 17. Prinsippskisse av kombinasjonsløsning for utvidet rensing bestående av våt overvannsdam og filterbasseng (III. Vollertsen et al., 2018b,c/ EU Life-Treasure, 2009).

Tabell 3. Stoffer målt i en renseløsning bestående av overvannsdam og sorpsjonsfilter (Vollertsen et al. 2018 b,c.)

Parameter	Innløp [µg/L]	Utløp [µg/L]	Rensegrad [%]
Aluminium	298	85	71%
Krom	1.7	0.5	68%
Kadmium	0.03	0.02	44%
Kobber	13.7	3.4	75%
Nikkel	2.0	2.0	-1%
Bly	0.67	0.33	50%
Sink	36.9	2.0	95%

To beplantede jordfiltre i Sveits som behandlet motorveisavrenning (ilu AG, 2016b), viste på samme vis at sink og kobber ble redusert til eller under 10 µg/L under en 3-årig overvåkningskampanje. Misteli (2017) rapporterte effektiviteten av 4 andre filtersystemer for motorveisavrenning i Sveits, hvor det ene bestod av en vegetert jord, med et underliggende lag av grus. De andre systemene inneholdt en blanding av forskjellige filter- og sorpsjonsmaterialer. Systemet med grus oppnådde 65% og 77% virkningsgrad for henholdsvis kobber og sink. De andre 3 systemer oppnådde høyere effektivitet. For kobber og sink, henholdsvis 71% og 84%, 90% og 93% og 86 % og 93 %. Steiner og Gosse (2009) rapporterte data for tilbakeholdelse av forurensende stoffer for to filtersystemer for motorveisavrenning, et med et zeolittfiltermateriale og et med et filtermateriale av jernhydroksyd. Før vannet nådde filtrene ble det forbehandlet i en lamellutskiller. Jernhydroksydfilteret brakte generelt kobber og sink under 10 µg/L og total PAH ned til 0,5 µg/L. For kobber svarte renseeffektiviteten til ca. 80% og for sink til ca. 96%. Zeolittfilteret var også effektivt, men noe mindre effektivt enn jernhydroksydfilteret.

Pazeller et al. (2017) oppsummerte omfattende eksperimentelle data for rensing av veivann fra motorveier fra 12 naturlige jordfiltre og 8 sandfiltre. De konkluderte med at sandfiltrene var vesentlig mere effektive enn jordfiltrene og forklarte at dette kontraintuitive resultat skyldes at jordfiltre utvikler foretrukne strømningsveier mens dette ikke forekommer i sandfiltre. Selv om jordfiltrene i prinsippet skulle kunne tilbakeholde finere partikler enn sandfiltrene og også sorbere oppløste stoffer til f.eks. leirmineraler, ble denne effekten overskygget av problemet med at en del av vannet strømmet gjennom filtret via differensielle strømningsveier (jordsprekker, rotkanaler, inhomogeniteter i jorden etc).

LeFevre et al. (2015) sammenfattet data fra inn- og utløpsmålinger for regnbed. De så blant annet på TSS, kadmium, kobber, bly og sink fra 13 studier og fant at rensegraden for TSS i studiene oftest var 70-100%, for kadmium oftest 90-95%, kobber 80-98%, for bly 80-99% og for sink 75-99%.

Filtrering gjennom porøse overflatebelegg kan også redusere innholdet av forurensende stoffer. Berbee et al. (1996) fant f.eks. at avrenning fra porøs asfalt inneholdt vesentlig lavere nivåer av kobber, sink, bly, PAH, mineraloljer og organisk materiale enn avrenning fra tett asfalt. Holmes et al (2017) utførte laboratorietester av porøs betong sin sorpsjonseffektivitet for å tilbakeholde tungmetaller og fant at med den "riktige" betongblanding kunne sorpsjonen være meget effektiv og ha høy kapasitet. Lignende resultater ble rapportert av for eksempel Haselbach et al. (2014) som i laboratorieforsøk fant at sink og kobber ble tilbakeholdt med omkring 90%. Liu og Borst (2018) sammenlignet blant annet porøs betong og porøs asfalt og fant ut at de to belegningstyper hadde samme effektivitet med hensyn til å tilbakeholde metaller.

Flanagan et al. (2019) undersøkte tilbakeholdelse av oppløste og partikkelbundne forurensende stoffer i to vegeterte filtre som behandlet veiavrenning fra en motorvei i Frankrike. Det ene systemet var en vegetert filtersone og det andre en filtergrøft. Filterjorda besto av en blanding av siltig moldholdig sandjord (40%) og kalksand (60%), 15 cm filterdybde på vegetert filtersone og 50 cm filterdybde i filtergrøft. De analyserte for spormetaller, polysykliske aromatiske hydrokarboner, bisfenol A, alkylfenoler og ftalater. Generelt var effektiviteten av biofiltrene for partikkelbundne forurensende stoffer ganske god. For eksempel var benzo(a)pyren, et stoff med en høy pK_{ow} -verdi (6,13), effektivt tilbakeholdt fra i gjennomsnitt 200 ng/L ned til omkring 25 ng/L. Men under noen hendelser om vinteren inneholdt utløpet av filtrene høye partikkelkonsentrasjoner hvilket ble tilskrevet dårlig filtreringsevne under disse hendelser. Oppløste forurensningsstoffer ble generelt dårligere tilbakeholdt av biofiltrene.

Schmitt et al. (2015) undersøkte en kombinasjon av rensedam etterfulgt av et vertikalt strømmende konstruert våtområde. Systemets tilrenningsareale (nedbørfelt) var et forstadsområde. Renseløsningen var effektiv med hensyn til å tilbakeholde partikler og metaller. For organiske mikroforurensninger var dokumentasjonen av systemets effektivitet begrenset av at de undersøkte PAH'er generelt lå under deteksjonsgrensene i utløpet og ofte også i innløpet.

Fairbairn et al. (2018) undersøkte en lang rekke organiske mikroforurensninger i et urbant felt i Minnesota, USA og undersøkte deres reduksjon i jernberikede sandfiltre. De konkluderte med at disse filtre effektivt reduserte konsentrasjonen av 14 av de 48 mest påviste stoffer med median rensegrad på 26-100%. Særlig de hydrofobe (høy log K_{ow} verdi) forbindelser som PAH'er og bisfenol A og polare hydrofile stoffer som koffein og nikotin ble fjernet effektivt, hvilket indikerer at partikkelretensjonen var viktig. For noen oppløste stoffer medførte sorpsjon også effektiv retensjon.

Muthanna et al. (2007) undersøkte rensing i biofilter fra snøsmelting langs veier med ulik trafikketthet og overvann fra vei fra regnepisoder i Trondheim. Filterjorden hadde en tykkelse på 50 cm og besto av 88-93 % sand, 7 – 12 % finstoff (silt/leir) og 8-10 % organisk materiale. Trafikkforurensning akkumuleres i snøen gjennom vinteren og det medfører at konsentrasjonen i smeltevannet er betydelig høyere enn i overvann fra regnhendelse. Rensegraden for tungmetaller i smeltevann utgjorde 89 % kobber, 96 % sink, 95-99 % bly, 95 % kadmium og 95-99 % TSS. For overvann fra regn var tilbakeholdelsen 68 % kobber, 90 % sink, 86 % bly. Hovedparten av tungmetallene ble tilbakeholdt i toppjorda med innblandet organisk materiale. Vegetasjonen spilte liten rolle for opptak (fjerning) av metaller (2-8 %).

Blecken et al. (2024) har rapportert effekten av biofilter i Sverige som renser urbant overvann. De har sett på 15 filterenheter på 4 lokaliteter. Ulike typer av filtermaterialer, konstruksjonsløsninger og vegetasjon er testet i felt for å dokumentere tilbakeholdelsen av metaller, næringssalter og organiske forurensninger. Filtre bygd av sand uten andre materialer viste seg effektive til å tilbakeholde partikulær forurensning, mens filtrene var mindre effektive overfor oppløst forurensning. For tre av filtrene ble det i tillegg til TSS og næringsstoffer målt på både totalinnhold som oppløst innhold av kobber, bly, sink og kadmium. For et av anleggene ble det målt på utvalgte fenoler, PAH'er, samt 4 fraksjoner av hydrokarboner (oljestoffer). Det ble undersøkt 3 ulike oppbygginger av filtrene: Et bestående av sand alene, et bestående av sand med vekstmedium og vegetasjon og et bestående av sand med vekstmedium og vegetasjon og tilsatt kalkmateriale.

Resultatene viste at filteret som bestod av kun sand, hadde en begrenset effekt på utvalgte fenoler (0-50% tilbakeholdelse av bisfenol A, nonylfenol, 4-t-oktylfenol), mens sand med vegetasjon tilbakeholdt 90-95% av disse stoffer. Det samme gjorde løsningen bestående av sand med vegetasjon og tilsatt kalk for bisfenol A og nonylfenol, mens det var ingen tilbakeholdelse av 4-t-

oktylfenol. For PAH’ene var alle filtertyper nogenlunde like effektive, bortsett fra filteret med kun sand og for pyren. For oljestoffene (C10-C40) var tilbakeholdelsen i filteret med bare sand omkring 60%, mens det for de to andre filtertyper var omkring 90%. Alt i alt tyder resultatene på at filtre bestående av sand alene er mindre effektive enn når det er vegetasjonsdekke (med vekstmedium) og det tilsettes annet materiale som kan bidra til sorpsjon av oppløste stoffer, nedbrytning i rotsonen og trolig også tilbakeholdelse av fine partikler og kolloider. Testen av sorpsjonsmaterialer viste at kalkmateriale forbedret rensingen av metaller, mens biokull og pimpstein hadde ingen signifikant effekt på renseeffekten for metaller og næringssalter. Anleggsjord med kompost i stedet for sandbasert filtermateriale førte til utlekking av næringssalter og metaller. Et slikt næringsrikt filtermateriale anbefales ikke. Vegetasjonsdekket har en viktig funksjon i biofilter for økt rensing av metaller, næringssalter og organiske forurensninger. Metaller og organiske forurensninger akkumuleres hovedsakelig i topplaget i et biofilter, et lag som lett kan byttes ut i vedlikeholdet av anlegget sammenlignet med å bytte ut hele filtermassen.

Rathnaweera et al. (2024 in prep.) undersøkte tilbakeholdelse av forurensninger i overvann fra motorvei i kolonner av filterjord (E18 Rugtvedt i Bamble/Telemark). Kolonnene ble tilført overvann direkte fra veibanen under regn. Kontinuerlige målinger ble utført over en periode på 16 måneder med unntak av vintermånedene (2023-2024). Filterjorden besto av siltig sandjord med organisk materiale (25 % silt, 8 vekt-% organisk stoff). Tabell 4 viser inn- og utløpskonsentrasjoner og rensegrad som middelerverdier.

Tabell 4. Tilbakeholdelse av stoffer i overvann fra motorvei i testkolonner med filterjord (Rathnaweera et al., 2024 in prep.).

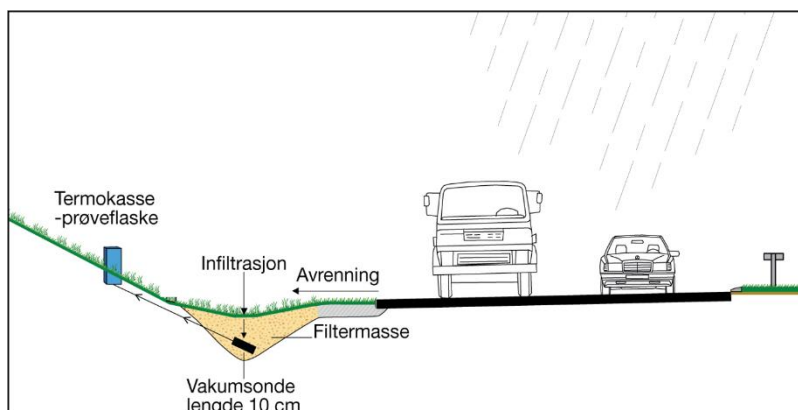
Parameter	Innløp [µg/L]	Utløp [µg/L]	Rensegrad [%]
TSS	1719000	3300	100
Total fosfor	350	34	90
Løst fosfor	53	27	49
Bly total	1,8	0,6	69
Bly filtrert	1,1	0,1	87
Kobber total	24,3	4,8	80
Kobber filtrert	15,1	3,7	76
Sink total	280	36	87
Sink filtrert	187	25	87
Sum THC	3776	223	94
Sum PAH (16)	1,0	<0,010	99
Sum PFAS	10,8 ng/l	7,9 ng/l	27

Åstebøl et al. (2010) undersøkte hydraulisk ledningsevne og tilbakeholdelse av forurensninger i en 15 år gammel grasbevokst filtergrøft på E6 Minnesund nord for Oslo (ÅDT/årsdøgntrafikk 14 300). Undersøkelsen viste akkumulering av forurensninger i toppjorda, spesielt hydrokarboner. Overflaten i filtergrøfta hadde et mørkfarget topplag (4-7 cm) dannet av tilført asfalt-/bildekkslitasje og støv fra veitrafikken (Figur 18). Opprinnelig filterjord besto av middels sand. Infiltrasjonstester på filteroverflaten viste at topplaget hadde en hydraulisk ledningsevne på i middel 0,20 m/time (målt i overflaten, middel av 4 målinger langs 150 m filtergrøft). Laveste hydrauliske ledningsevne målt i filteroverflaten var 0,08 m/time og høyeste var 0,27 m/time. Grasdekket ble vurdert å være en viktig årsak til den gode hydrauliske ledningsevnen i topplaget etter så mange års drift på veien. Uttak av jordvannprøver med vakum-/sugesonder fra jordfilterprofilen på 30 cm dyp (under slamlaget), viste en tilbakeholdelse (renseeffekt) for tungmetaller på 60 – 95 % og for PAH og THC på 95 %

(Figur 19). Renseeffekten i filtermassen lå på minst like høyt nivå som velfungerende overvannsdam i Norge (Vollertsen et al., 2009). Unntaket var fosfor som viste lav tilbakeholdelse (10 %).



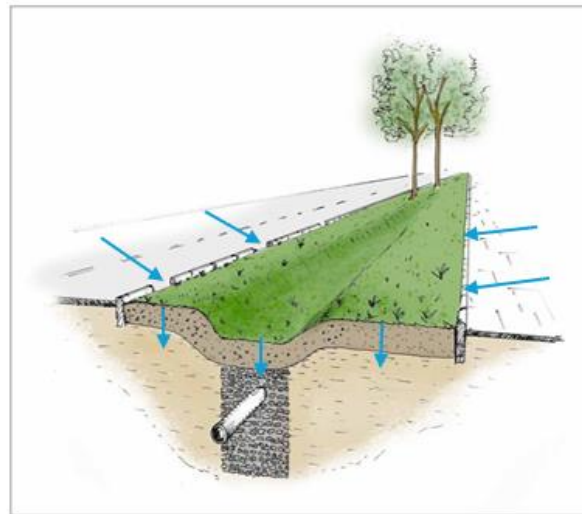
Figur 18. Mørkfarget slamlag i overflaten av bunn filtergrøft langs hovedvei tilført fra trafikken/overvannet i løpet av 15 års drift (E6 Minnesund). Underliggende opprinnelig jordmasse (lysfarget) bestod av middels sand (foto: COWI).



Figur 19. Venstre bilde viser prinsipp for uttak av jordvannprøver (renset overvann) med vakumsonder montert i filtermassen i bunn filtergrøft. Høyre bilde viser beholdere for oppsamling av jordvannprøver, vakumpumpe står til høyre (Ill./foto COWI).

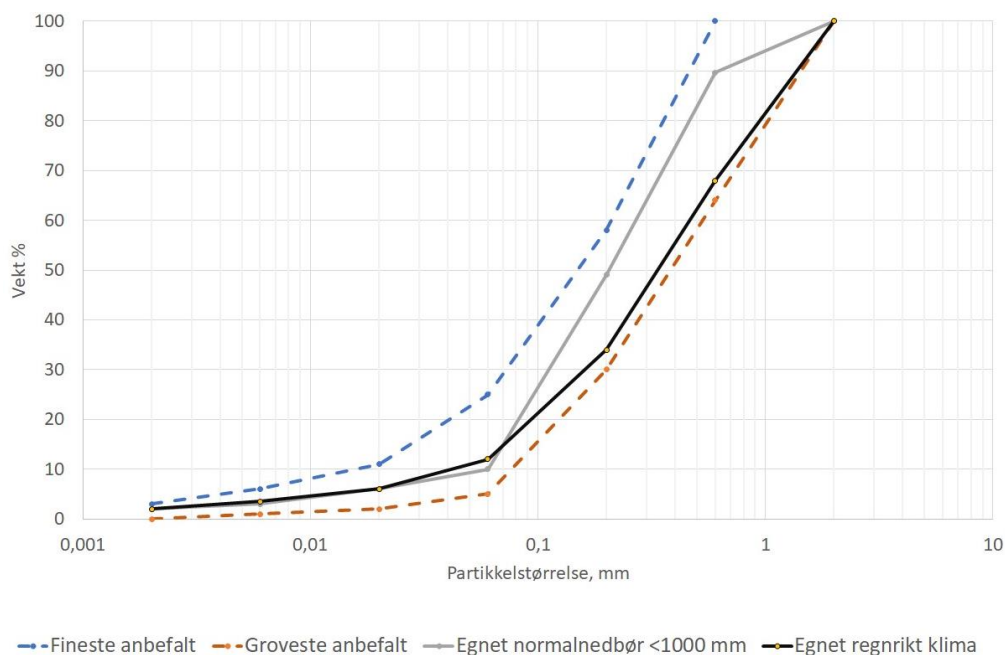
Bergen Jensen et al. (2019) beskriver erfaringer og anbefalinger til filterjord i lokale åpne filterløsninger for rensing av urbant overvann og veivann for danske forhold. Anbefalingene bygger på tyske anbefalinger og er tilpasset danske erfaringer. Det anbefales at filterjorden inneholder 5 – 10 vekt-% finstoff (silt/leir) og 1 – 3 vekt-% organisk stoff (Figur 20). Materialtypene binder forurensninger og bidrar til bedre vannhusholdning for vegetasjonen. Høyere finstoffinnhold gir lavere hydraulisk ledningsevne (infiltrasjonskapasitet). Filterjorddybden anbefales til 0,3 – 0,5 m og mettet hydraulisk ledningsevne bør ligge på 0,04 – 0,4 m/time.

Laukli et al. (2022) og Laukli (2017/2024) beskriver gjennomføring av et flerårig forskningsprosjekt med observasjoner av vellykket vegetasjonsetablering med stauder og blandede plantesystemer i regnbed langs høytrafikkert hovedgate i Drammen. Basert på erfaringer i dette prosjektet, øvrig forskning og nordisk litteratur, har Haraldsen (2024) beskrevet egenskaper til mineraljord i regnbed for norske forhold. Det anbefales sandjord med et finstoffinnhold (silt/leir) på ca 10 vekt-% (Figur 21).



Figur 20. Filtrering/rensing av overvann fra tette flater gjennom et lag av vegetasjonsdekket filterjord (Ill.: Bergen Jensen et al., 2019).

Innholdet av organisk materiale (mold) bør ligge på 3 – 4 vekt-% i toppjorda (3 vekt-% i nedbørrike områder (som Vestlandet) og 4 vekt-% i områder med årsnedbør <1000 mm (som Østlandet). Jord til regnbed bør ha en dybde på 80 cm, der de øverste 30 cm har innblandet organisk materiale (mold), mens det dypeste laget på 50 cm er uten tilført organisk materiale (moldfattig mineraljord). Angitt finstoffinnhold, moldinnhold og jorddybder gir gode betingelser for plantevekst og rotutvikling. Analyser i nevnte prosjekt viser at tilført slam med overvannet fra veibanen hadde et finstoffinnhold (<0,06 mm) på 30-45 vekt-%. Dette betyr at slammet bidrar til å redusere hydraulisk ledningsevne, men erfaringen viste at vegetasjonen og rotutviklingen har en viktig funksjon for å holde toppjorda åpen og motvirke nedgang i hydraulisk ledningsevne.



Figur 21. Intervall for kornfordeling i mineraljord til regnbed. Anbefalt kornfordeling for nedbørrike områder som på Vestlandet (sort kurve) og områder med normalnedbør <1000 mm som på Østlandet (grå kurve) (Haraldsen, 2024).

4.3.3 Utforming av filterløsning

Et filtersystem designes for å motta og tilbakeholde et nedbørsvolum med et gitt gjentakintervall for overløp. Vannet filtrerer deretter i løpet av timer til et døgn gjennom filteret. Deretter står filterløsningen tørr inntil neste regnhendelse. Rent beregningsmessig kan magasineringsvolumenet finnes på tilsvarende vis som for magasineringsvolumet i en overvannsdam med et gitt gjentakintervall for overløp og hvor utløpsvannføringen erstattes med infiltrasjonsmengden/-kapasiteten (filterets hydrauliske ledningsevne).

Det springende punktet i dimensjoneringen av et filtersystem blir dermed den forventede infiltrasjonskapasitet etter et antall års belastning (levetid før opprensning).

I prinsippet burde infiltrasjonskapasiteten beregnes ut fra en fysisk beskrivelse som f.eks. Darcy's lov. Normalt er parametrene som inngår i Darcy's lov ikke kjent eller de er variable i tid og sted. Således vil den hydrauliske ledningsevne på filteranleggets overflatelag være forskjellig fra ledningsevnen i den underliggende jord og den hydrauliske gradient vil avhenge dels av vannstanden i bassenget og dels av avstanden til grunnvannsspeilet. Dessuten vil den underliggende jord ikke alltid være ensartet oppbygget hvilket medfører usikkerhet i parametervalget. Den pragmatiske løsningen som er valgt i de forskjellige veiledninger, er å anta en konstant infiltrasjonskapasitet.

Filteroppbygging

Levetiden av et filter styres av mengden av partikulært materiale som skal tilbakeholdes over tid. Denne mengde styres av overflatebelastningen dvs. tilrenningsarealets størrelse per filterareal. For filtre med høy overflatebelastning, f.eks. infiltrasjons-/filterbassenger, kan levetiden med fordel forlenges ved å forrense overvannet i en sedimenteringsenhet og dermed fjerne hovedparten av partikkelbelastningen. For lavt belastede filtre, for eksempel filtergrøfter, er forrensing ikke nødvendig.

I forhold til rensing skal det avklares om filteret kun skal filtrere eller om det også skal binde oppløste stoffer. Dess finere et filtermateriale er dess bedre filtrerer det, men prisen for en bedre filtrering er at filteret har en lavere hydraulisk kapasitet. Det skal bemerkes at filterets kapasitet og filterevne etter lengere tids drift påvirkes av tilslammingen av overflaten og i mindre grad av det opprinnelige filtermateriales hydrauliske ledningsevne. Vegetasjonsdekke bidrar til å motvirke nedgang i hydraulisk kapasitet (Laukli, 2024).

Hvis det ønskes en forbedret tilbakeholdelse av miljøfarlige stoffer, kan filtermaterialets sammensetning endres så det inneholder en viss mengde leire, organisk stoff, er basisk og inneholder tilgjengelig kalk, jern og aluminium (Wium-Andersen et al. 2012, Åstebøl et al. 2012). Disse tilsetninger vil ofte redusere filterets hydrauliske ledningsevne og andelen av slike materialer skal derfor sees i sammenheng med den filterkapasitet som det er behov for. Det anbefales organisk stoff i filteret både for å stimulere vegetasjonsetableringen og fordi organisk stoff har stor bindingskapasitet for stoffer. Det organiske stoffet må ikke være lett nedbrytbart siden det vil friggi næringsstoffer og metaller. Et eksempel på et godt organisk materiale er humus og spagnumtorv, mens et materiale som kompost er uønsket.

Hvis man tilfører et kjemisk aktivt filtermateriale, det vil si et filtermateriale som kjemisk binder miljøskadelige stoffer, kan man forvente en bedre tilbakeholdelse hvis kontakttiden i filtermaterialet er lang. Det vil si at filteret gjerne må stå vannmettet. Hvis det er tilsatt organisk materiale i filteret, må den delen ikke stå vannmettet siden det kan føre til oksygenfrie forhold i filteret.

Et eksempel på en praktisk filteroppbygging kan være et topplag bestående av siltig sand iblandet et vekstmedium med inert organisk materiale så som humus og spagnum. Under laget ligger et lag av sand tilsatt materialer som er egnet til å binde oppløste stoffer slik som karbonat-, silikat- eller metalloksydholdige materialer. Det uorganiske filterlaget må gjerne stå vanddykket, mens det øverste laget med organisk materiale (vekstjordlaget) skal stå drenert.

Se ytterligere beskrivelse i kap. 5.2 - 5.4.

4.3.4 Driftserfaringer

I dårlig fungerende filteranlegg blir overvannet stående for lenge i bassenget etter nedbør dvs. infiltrasjonen (tømmingen av bassenget) går for sakte. Andre feilfunksjoner er overhyppighet av overløp eller at anlegget får for lite vann. Mangelfull funksjon har ofte sammenheng med en av følgende faktorer (Åstebøl et. al, 2013/2022):

- Uegnet infiltrasjons-/filtermasse (for mye finkornig masse, for lav infiltrasjonskapasitet)
- Dårlig utviklet gras-/vegetasjonsdekke pga. manglende vekstmedium.
- Pakking av filteroverflaten under bygging som medfører redusert infiltrasjonskapasitet (kjøring med anleggsmaskiner)
- Gjentetting (tilslamming) av overflaten som følge av manglende eller mangelfull drift av forsedimenteringsbasseng og dårlig drift av sandfang. Dette er tilfelle hvis det står mye vann på filteroverflaten 1-2 dager etter kraftig regn.
- For lite magasineringsvolum (for mye overvann går i overløp)
- Feil fallforhold i innløpssonene gjør at overvannet renner forbi renseløsningen
- Tilslamming og erosjon i filtergrøft i anleggsfasen. Terskler i filtergrøft får skader ved overløp på grunn av for svak erosjonsmotstand. Årsaken er mangelfull anleggsutførelse, manglende erfaring og kontroll i byggefasen.

4.3.5 Renseeffekt for kjente stoffer

Det finnes en del studier som har undersøkt hvilke stoffer som forekommer i jordmaterialer fra infiltrasjonssystemer og til dels også filtersystemer. Men det er markant færre studier som ser på renseeffekten i virkelige systemer. Dette skyldes trolig at utløpet av den slags systemer oftest skjer som diffus nedtrengning til grunnvannet og det derfor ikke er mulig å ta utløpsprøver. Videre er det meget store forskjeller i den tekniske utforming av undersøkte systemer og det kan derfor være vanskelig å sammenligne tilbakeholdelse systemene imellom. Alt i alt gir det mening å anta at tilbakeholdelse av spesifikke stoffer er minst like så god og trolig bedre enn den er for overvannsdammer. Tabell 5 viser et anslag på tilbakeholdelse for de samme stoffer vist for overvannsdam i Tabell 1. Det er et mindre datagrunnlag bak tallene og for nitrogen, fosfor, COD og BOD er det antatt at filtre er like effektive som overvannsdammer siden det ikke finnes tilstrekkelig data til å gi en bedre vurdering.

Tabell 5. Stoffer og stoffgrupper der det foreligger et visst datagrunnlag for å kvantifisere renseeffekt i filtersystemer.

Stoff	Typisk innhold	Rense-grad [%]	Utløp fra basseng	Merknad
SS [mg/L]	90 (30-300)	90 (70-100)	9 (5-15)	Filtre er primært effektive overfor partikulært stoff og reduksjonen er derfor god hele året rundt.
Total-P [mg/L]	0,3 (0,1-0,5)	70 (60-80)	0,09 (0,05-0,2)	Partikulært fosfor utgjør oftest minst halvparten av totalfosforet. Denne delen fjernes primært ved filtrering og fjerningen er omtrent konstant hele året.
Oppløst-P [mg/L]	0,15 (0,05-0,3)	70 (50-75)	0,05 (0,03-0,1)	Oppløst fosfor fjernes primært via planteopptak om sommeren. Om vinteren vil fjerningen derfor være minst.
COD [mg/L]	55 (20-100)	45 (30-60)	30 (10-60)	COD har lav bioomsettelighet da det kommer fra jordpartikler, visne blader og lignende. Det utgjør kun en uvesentlig belastning for resipienten. Det er normalt uinteressant å se på COD i overvannsutslipp.
BOD [mg/L]	6 (2-10)	30 (20-40)	4 (1-8)	BOD ligger normalt lavt og utgjør kun en uvesentlig belastning i resipienten. BOD i overvann er derfor normalt uinteressant.
Total-N [µg/L]	2 (1-3)	40 (20-60)	1,2 (0,7-2)	Nitrogen ligger normalt lavt og utgjør kun en uvesentlig belastning av resipienten. Nitrogen i overvannsutslipp er derfor normalt uinteressant.
Total-Cu [µg/L]	15 (5-100)	85 (70-90)	3 (1-6)	En vesentlig del av kobberet er partikkelbundet og fjernes derfor sammen med det suspenderte stoffet.
Total-Zn [µg/L]	100 (50-200)	90 (80-99)	10 (2-20)	En vesentlig del av sinken er partikkelbundet og fjernes derfor sammen med det suspenderte stoffet.
PAH [µg/L]	0.2 (<0.01-2)	98% (95-100)	<0.01 (<0.01-0.1)	De fleste PAH'er knytter seg sterkt til partikler og overflater. De kan derfor forventes å bli tilbakeholdt i relativt høy grad. Det finnes ikke tilstrekkelige data til å forutsi presise rensegrader eller utløpskonsentrasjoner.
Mikroplast	Avhenger av måle-metoden	95%	Avhenger av måle-metoden	De forskjellige typer mikroplast vil tilbakeholdes med forskjellig effektivitet.

4.3.6 Renseeffekt for ukjente stoffer

For tilbakeholdelse av ukjente stoffer i filtersystemer gjelder samme argumentasjon og tenkemåte som for overvannsdammer. Den eneste mulighet for å vurdere hvor effektivt slike stoffer tilbakeholdes i en renseløsning er å se på stoffenes egenskaper og vurderingene i 4.2.6. Vurderingen i Tabell 2 er derfor like anvendelig for filtersystemer.

5 Faktabeskrivelser

5.1 Overvannsdam

Funksjon

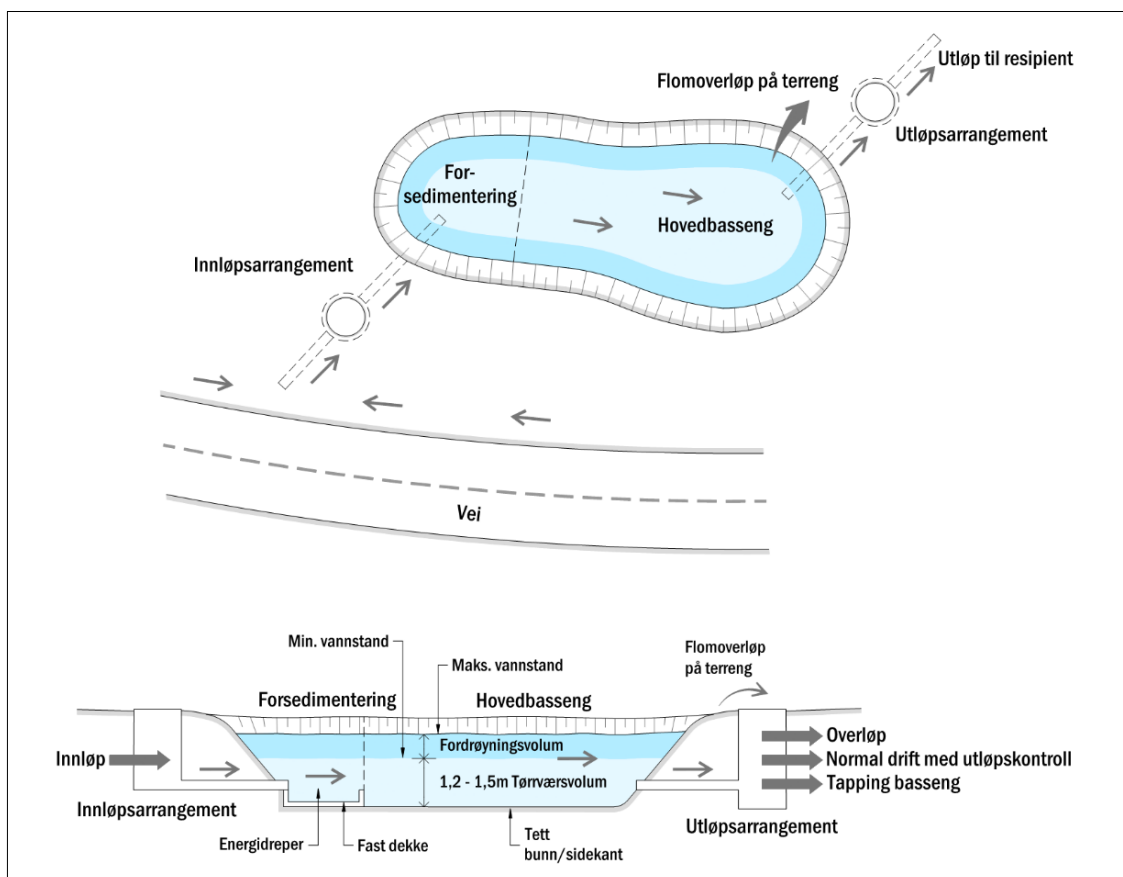
En overvannsdam for rensing er utformet slik at under en regnhendelse mottar dammen overvann og slipper ut en tilsvarende vannmengde som stammer fra en tidligere regnhendelse (Figur 22). Vannet som slippes ut er rensed under oppholdet i dammen. En våt overvannsdam skal ha tett bunn og består av 2 volum; tørrværsvolum og fordrøyningsvolum (magasinerings-/forsinkelsesvolum). Tørrværsvolumet er det permanente vannvolumet i dammen og som er viktigst for rensingen (Figur 23). Den viktigste renseeffekten oppstår ved bunnfelling og adsorpsjon av partikkelbundne forurensningsstoffer til faste overflater som planter og bunnsediment. Løsningen er mindre effektiv for tilbakeholdelse av oppløste stoffer, men det skjer til en viss grad ved absorpsjon til faste overflater. Bassenget gir ingen tilbakeholdelse av veisalt utover en viss fortynning og forsinkelse av avrenningspulser med høye saltkonsentrasjoner.

Fordrøyningsvolumet er det volumet som kan magasinere vann mellom høyeste og laveste vannstand. Under regn stiger vannstanden i dammen som følge av at utløpet normalt er strupet (reduert kapasitet). Således oppnås en fordrøynings effekt i kombinasjon med renseeffekt som bidrar til å regulere den hydrauliske belastningen i utslippet til vannforekomst eller ledningsnett (Figur 23). Utformingen av dammen har betydning for viktige funksjoner som renseeffekt, drift, sikkerhet og estetikk. En overvannsdam har potensiale for å skape rekreativ og naturmessig verdi (Figur 24).

Overvannsdammer vil fungere som oppsamlings- og saneringssted for akutte utslipp og søl ved ulykke/uhell (kjemikalie/oljeprodukt) og derved forhindre spredning av miljøskadelige stoffer til vannforekomster. Oppsamlingsfunksjonen forbedres ved at utløpet er dykket og kan avstenges. Med dykket utløp fungerer en dam som en oljeavskiller ved utslipp.



Figur 22. Eksempel på velfungerende overvannsdam for rensing av overvann fra 4-felts vei og g/s-arealer som kombinerer rensing, fordrøyning og god landskapstilpasning i et nytt byområde. Innløpet og forsedimenteringen ligger nærmest i fotoet (Fornebu, Bærum kommune) (foto: COWI).



Figur 23 Prinsippskisse av overvannsdam for rensing av overvann fra vei og byområder (Ill. COWI).



Figur 24. Eksempler på overvannsdammer i byområder som er estetiske og rekreative elementer i nærmiljøet. Dammer inviterer også til aktivitet (høyre foto) - barn på insektsjakt ved overvannsdammen (Foto: Rainer Stange (venstre), COWI (høyre)).

Utforming av overvannsdam

I Tabell 6 er viktige forutsetninger for å oppnå høy og stabil renseeffekt i overvannsdam, listet opp.

Tabell 6. Funksjons- og designkrav til overvannsdam for rensing av overvann.

Tema	Funksjons- og designkrav overvannsdam
Damkonstruksjon	Dammen skal ha tett bunn som opprettholder et permanent vannvolum (tørrværsvolum). Rørgjennomføringer må være tette. Bunnen i dammen må tåle maskinell slamfjerning uten risiko for skade på bunntettingen. Anbefaler bentonittmembran eller plastmembran til bunntetting (event. kombinasjon for å oppnå dobbell sikring). Arbeidet utføres av sertifisert firma og bassengets tetthet må kontrolleres før anleggsarbeidet avsluttes. Hvis bunn dam blir liggende under grunnvannsspeilet med en stabil dybde som gir nødvendig tørrværsvolum, utgår tett bunn. Forbassenget må ha fast bunn (betong el. annet) da maskinell slamfjerning oftest utføres der (kfr. tema drift i samme tabell).
Damform	Dammen skal ha langstrakt form med lengde/bredde 3:1 – 4:1. Utformingen skal sikre vanngjennomstrømning i hele bassengvolumet for å unngå dødsoner.
Fast vannvolum (tørrværsvolum)	2-delt basseng med fast sammenhengende vannspeil. Forbasseng for forsedimentering og hovedbasseng for hovedrensing. Standard tørrværsvolum: 200 – 250 m ³ /reduert ha for områder med 600 – 900 mm nedbør pr år (tilsvarer midlere oppholdstid på 2 uker) (Pettersson et al., 1996/1999, Vollertsen et al., 2012). Forbassengets volum utgjør ca 15% av tørrværsvolumet. For områder med høyere nedbør blir midlere oppholdstid lavere og dermed kan renseeffekten bli lavere. Lokal dimensjoneringen bør utføres. Dimensjonering ut fra lokal måleserie for korttidsnedbør kan utføres etter middelregnmetoden (VA-Miljøblad nr 75) eller modellsimulering basert på korttidsnedbørmålinger med programmet WDP som fritt kan lastes ned fra www.separatvand.dk (Vollertsen, 2018a) eller programmene MIKE+ og PCSWMM. Dimensjoneringen må minimum gi optimal rensing av 95-99 % av årsnedbør (Paus, 2018/Tidsskriftet VANN vannforeningen.no).
Magasinerings-/fordrøyningsvolum	Tilgjengelig volum over fast vannspeil for å forsinke utløpet fra bassenget. Dimensjoneringen tilpasses påslippskravet til nedstrøms resipient eller ledningsanlegg (krav til fordrøyning). Dimensjonering se VA/Miljøblad nr 69 (metode A/B) . Magasineringsvolumet bør minimum dimensjoneres for 95-99 % av årsnedbøren eller 2-års nedbør (IVF-kurve) fra lokal IVF – kurve (Norsk klimaservicesenter). Hvis de nevnte nedbørdata ikke er tilgjengelig kan first flush (10 mm nedbør) legges til grunn for dimensjonering (beregne avrenningsmengde basert på tilrenningsfeltets størrelse og feltets gjennomsnittlige avrenningsfaktor) (Hvitved-Jacobsen et al., 2010).

Tema	Funksjons- og designkrav overvannsdam
Separat forsedimenteringsbasseng	Hvis forsedimenteringsbassenget etableres som en egen enhet separat fra hovedbassenget utformes det slik: Bassenget utformes med et fast vannvolum som for overvannsdam. Forbassenget dimensjoneres for å fjerne partikler >ca 0,1 mm. Dimensjonering baseres på nedbørdata som beskrevet for «Magasineringsvolum» ovenfor eller $n=1$ for middelregnmetoden (VA/Miljøblad nr 75.). Standard volum (Østlandet): 35 – 40 m³ pr. redusert ha. Det beregnes ikke fordrøyningsvolum i forsedimenteringsbassenget. Fast vannvolum i hovedbassenget dimensjoneres som beskrevet ovenfor uten fratrekk for forsedimenteringsbassenget.
Separering av vannstrømmer, basisvannføring	I et tilrenningsområde bør overvannstilførslene separeres slik at det mest forurensede vannet renses, mens rent/lite forurenset overvann føres til resipient. Dette reduserer dimensjoneringen og arealbehovet til renseløsningen. Overvannsdam bør ikke motta basisvannføring siden det vil redusere bassengets rensesevne. Basisvannføring betyr tilrenning i tillegg til overvannets tilrenning (tilrenning fra bekker eller tørrværstilrenning fra drenssystem etc.). Hvis basisvannføring ikke unngås, må bassengets tørrværsvolum økes så den midlere oppholdstiden for overvannet i bassenget sikres.
Klimautvikling	Dimensjonering av fast volum påvirkes av forventet økt nedbør, men graden av påvirkning på renseseffekten bør simuleres med egnet program (se tema «Fast vannvolum» i samme tabell). Beregning av fordrøyningsvolum tillegges en klimafaktor. Fylkesvise klimafaktorer finnes i klimaprofiler fra Norsk klimaservicesenter.
Vanndybder	Fast vannvolum skal ha dybde 1,2 – 1,5 m (i tørrvær). Større vanndybder kan redusere oksygeninnholdet i bunnvannet. Mindre vanndybder fører til gjengroing av bassenget. Dybden i fordrøyningsvolumet avhenger av gjentakintervallet for rensing og fordrøyningskravet til utløpet fra bassenget.
Sikkerhet	Fall på sideskråninger skal være slake for å ivareta barns sikkerhet og god landskapstilpasning. Dammer bør i tillegg ha en gruntvannssone langs kantene der barn kan ferdes. Sikkerhet for dammer er lovfestet i PBL §28-6 og omtalt i TEK17 (veiledning til forskrift om tekniske krav til byggverk).
Inn-/utløp og overløp	Dykket inn- og utløp for å sikre gjennomstrømning i dammen på vinteren og tilbakeholdelse av akutte utslipp. Innløpet skal bremse (energidreper) og fordele vannstrømmen i hele dammens tverrsnitt. Dammen bør ha en utløpsløsning med funksjoner for nivå- og utløpskontroll, stenging av utløpet ved akutte utslipp og tapping av dammen ved vedlikehold. Dammen skal ha inn- og utløpsarrangementer som er enkle å operere for drift og vedlikehold av anlegget. Bassenget skal ha et nødoverløp som trer

Tema	Funksjons- og designkrav overvannsdam
	i funksjon ved funksjonsvikt eller ekstremnedbør (VA/Miljøblad nr 70). Tilrenning til overvannsdam utover dimensjoneringskravet, bør gå i overløp til flomvei før innløp til bassenget for å unngå overbelastning av bassenget (oppvirvling og utspyling av forurenset sediment mm.).
Forsterket rensing	Renseeffekten i en overvannsdam kan forsterkes med etablering av en etterfølgende filterløsning (se egne faktablad om filterbasseng/lokale filterløsninger).
Vegetasjon	Dammen skal fremstå som et naturelement med god tilpasning til omgivende landskap. Dammer har stort potensiale for rekreasjonsverdi og bringe mer natur inn i byer og tettsteder. Bassenget beplantes langs vannkanten og med bunnfestet vegetasjon for å forbedre stoffjerning, etablering av et "naturlig" miljø og som begrenser algevekst (eutrofiering). <u>Hovedfunksjoner for vannplanter i overvannsdammer (Åstebøl et.al., 2014):</u> • Bunnvegetasjonen vil fremme tilførselen av oksygen til bunnvannet • Bunnvegetasjonen fremmer rolige strømningsforhold ved bunnen og øker dermed betingelsene for sedimentasjon. • Planter utgjør et rensende element ved stoffopptak og adsorpsjon ved å etablere feste for biofilm. • Rotfestede planter vil konkurrere med svevende alger og trådalger om næringssalter og lys og vil dermed redusere algevekst (eutrofiering). • Planter utgjør et rekreativt og estetisk element Vannvegetasjon kan entes beplantes eller det legges til rette for naturlig vegetasjonsetablering. Bunnen tilføres et tynt sandlag for å lette rotfeste for planter. Vannvegetasjon bør ikke utgjøre mer enn 20-30% av damoverflaten (nedbrytning av mye dødt plantemateriale høst/vinter gir oksygenmangel som har negativ effekt på renseseffekten). For dammer i naturområder bør vegetasjonsetablering på land baseres på vegetasjonstyper og arter som finnes naturlig på stedet. Stedlig vegetasjon kan flyttes, mellomlagres og tilbakeføres ved etablering av rensedam. Stauder, busker og trær som skal brukes må tåle våte vekstforhold. Ut over dette, må det tas hensyn til hardighet, fremmedarter og spredningsfare, stedstilpasning og visuelle mål for beplantningen og drift. I tett bebygde områder bør vegetasjonen være en del av dammens arkitektur. Her velges vegetasjon ut ifra opplevelsesverdi og vekstbetingelser på stedet. Det kan plantes trær eller grupper av trær ved vannkanten for å øke opplevelsesverdien av dammen. Trær som kaster skygge over vannflaten, vil også begrense algevekst.

Tema	Funksjons- og designkrav overvannsdam
	Faktaark fra Oslo kommune om vegetasjonsbruk i åpne overvannsløsninger finnes her; Vegetasjonsbruk åpne overvannsløsninger
Drift og vedlikehold	Slamfjerning i forbasseng foretas når 20 % av lagringsvolumet er oppfylt, ca hvert 2.-4. år. Hovedbassenget har sjeldent behov for slamfjerning, ca hvert 15. – 25. år. Bunnslam leveres til godkjent mottak. Bassenget (spesielt forbassenget) må være lett tilgjengelig for maskinelt vedlikehold. Anbefaler ettersyn av bassengfunksjon hvert 2. år som omfatter kontroll av inn-/utløp, overløpsfunksjon, vannstand, vegetasjon og sedimentopphoping. Behovet for skjøtsel av vannvegetasjon vurderes samtidig med ettersyn av dammens funksjoner. Når vannvegetasjon overskrider 20-30 % av bassengoverflaten foretas det fjerning av overflødig vegetasjon. Høstet plantemateriale vil innholde forurensningsstoffer og benyttes ikke til kompostering for gjenbruk. Plantematerialet lagres på stedet (avrenning til dammen) eller lagres på godkjent mottak. Det bør foreligge en driftsinstruks for hvert basseng som inngår i driftskontrakt for anlegget.
Erfaringsmessige feilfunksjoner	Statens vegvesen har bygget mellom 150 – 200 overvannsdammer langs norske hovedveier. Kontroll av overvannsdammer i drift har vist følgende typiske feilfunksjoner (Rise Gregersen et al. 2015, Åstebøl et al. 2013/2022): • Anlegg er bygget med for lav permanent vannstand (tørrværsvolum) som medfører gjengroing av bassengene og redusert renseeffekt. • Lekkasje i bassengbunn (mangelfull bunntetting) • Dårlig landskapstilpasning • Manglende slamfjerning og vedlikehold av vegetasjon. • Lav tilrenning til basseng, opptrer ofte pga kortslutninger og lekkasjer til grunnen i vannveier og fra VA-installasjoner (sluk, kummer). • Manglende kontraktfestede rutiner for oppfølging og hva som skal gjøres i driftsfasen Feilene skyldes manglende områdevurdering under prosjektering, mangelfull anleggsutførelse, manglende erfaring og kontroll i byggefasen og manglende prioritering av vedlikehold i driftsfasen.

Renseeffekt

Oversikt over stoffer og stoffgrupper der det foreligger et datagrunnlag som er tilstrekkelig for å kunne estimere en renseeffekt for overvannsdam (Tabell 7).

Tabell 7. Renseeffekt i overvannsdam.

Stoff	Typisk innhold	Rense-grad [%]	Utløp fra basseng	Merknad
SS [mg/L]	90 (30-300)	80 (70-90)	12 (5-20)	Våte bassenger er primært effektive overfor partikulært stoff og reduksjonen er derfor god hele året rundt.
Total-P [mg/L]	0,3 (0,1-0,5)	70 (60-80)	0,09 (0,05-0,2)	Partikulært fosfor utgjør oftest minst halvparten av fosforet. Denne delen fjernes primært ved bunnfelling og fjerningen er omtrent konstant hele året.
Oppløst-P [mg/L]	0,15 (0,05-0,3)	70 (50-75)	0,05 (0,03-0,1)	Oppløst fosfor fjernes primært via planteopptak om sommeren. Om vinteren vil fjerningen derfor være minst.
COD [mg/L]	55 (20-100)	45 (30-60)	30 (10-60)	COD'et har lav bioomsettelighet da det kommer fra jordpartikler, visne blader og lignende. Det utgjør kun en uvesentlig belastning for resipienten. Det er normalt uinteressant å se på COD i overvannsutslipp.
BOD [mg/L]	6 (2-10)	30 (20-40)	4 (1-8)	BOD ligger normalt lavt og utgjør kun en uvesentlig belastning i resipienten. BOD i overvann er derfor normalt uinteressant.
Total-N [mg/L]	2 (1-3)	40 (20-60)	1,2 (0,7-2)	Nitrogen ligger normalt lavt, og utgjør kun en uvesentlig belastning av resipienten. Nitrogen i overvannsutslipp er derfor normalt uinteressant.
Total-Cu [µg/L]	15 (5-100)	75 (60-80)	5 (2-8)	En vesentlig del av kobberet er partikkelbundet og fjernes derfor sammen med det suspenderte stoffet.
Total-Zn [µg/L]	100 (50-200)	75 (40-85)	30 (5-60)	En vesentlig del av sinken er partikkelbundet og fjernes derfor sammen med det suspenderte stoffet.
PAH [µg/L]	0.2 (<0.01-2)	95%	<0.01 (<0.01-0.1)	De fleste PAH-stoffer knytter seg sterkt til partikler og overflater. De kan derfor forventes å bli tilbakeholdt i relativt høy grad. Det finnes ikke tilstrekkelige data til å forutsi presise rensegrader eller utløpskonsentrasjoner.
Mikroplast	Avhenger av måle-metoden	90%	Avhenger av måle-metoden	De forskjellige typer mikroplast vil tilbakeholdes med forskjellig effektivitet.

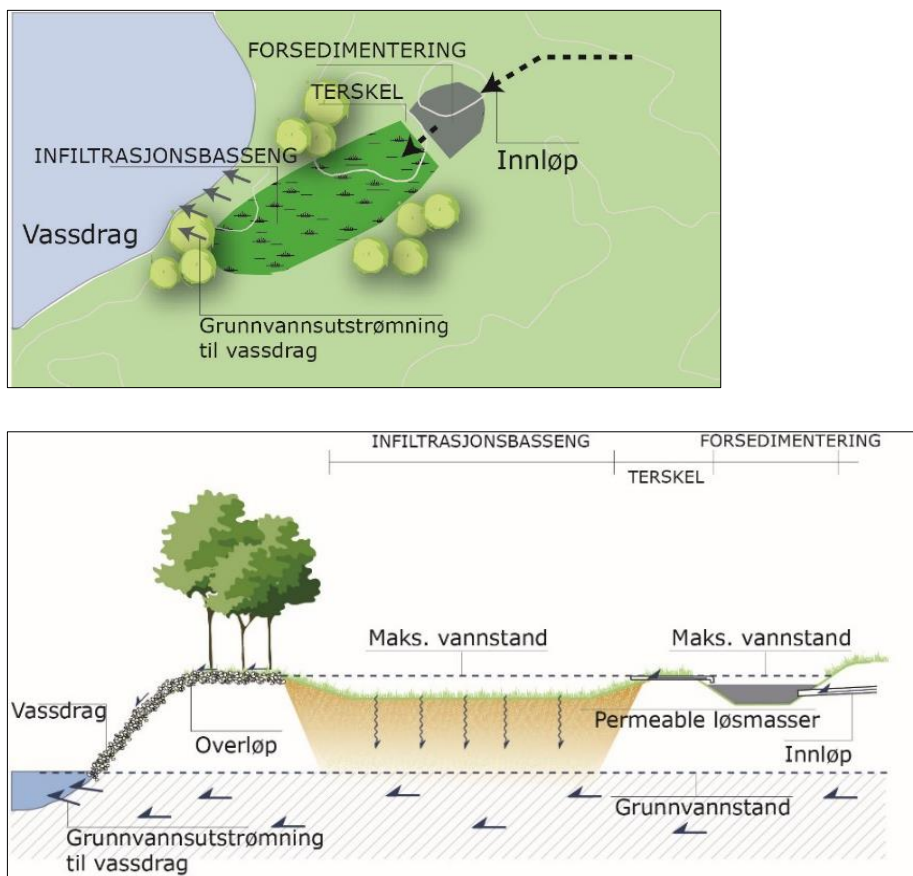
Vurdering av renseeffekt for lite dokumenterte stoffer er sammenstilt i kap. 4.2.6

5.2 Infiltrasjonsbasseng

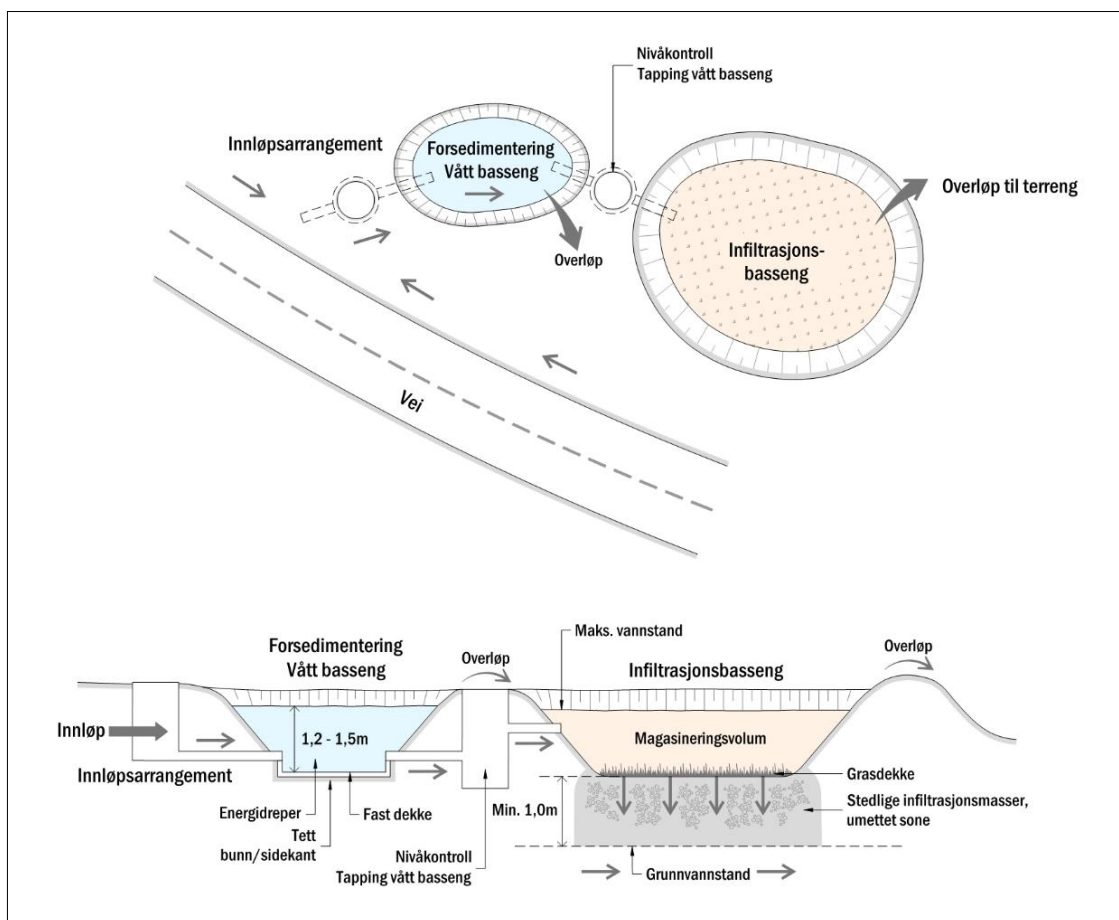
Funksjon

Et infiltrasjonsbasseng er et åpent basseng som utnytter egnede naturlige løsmasser og landskapsformer for å magasinere og rense overvann fra bebygde områder og veier (filterbasseng er en alternativ løsning der egnede løsmasser ikke finnes). Anleggstypen benyttes typisk som en sentral renseløsning for et delområde i by/tettsted eller veistrekning som har et oppsamlingssystem for transport av overvann frem til bassenganlegget. Vannet infiltreres og renses i grunnen i de stedegne naturlige løsmassene. Mellom hver regnhendelse ligger bassengoverflaten tørrlagt. Et infiltrasjonsbasseng består av en infiltrasjonsflate og et magasineringsvolum som kombinerer rensing og fordrøyning (Figur 25 og Figur 26). Både partikulære og oppløste stoffer fjernes under infiltrasjonsprosessen og enkelte stoffer kan omsettes ved biologisk nedbrytning i jordmassen. De primære rensesprosessene er filtrering (fjerning av partikler), sorpsjon (binding av oppløste stoffer) og mikrobiell nedbrytning av organiske stoffer.

Infiltrasjonsbassengets funksjon forutsetter at gjentetting av infiltrasjonsflaten/toppjorda av finstoff i overvannet, ikke inntreffer. Et godt vekstmedium i toppjorda og etablering av et robust vegetasjons-/grasdekke vil bidra til å motvirke gjentetting av filteroverflaten. Grovt partikulært materiale i overvannet bør fjernes ved forsedimentering før infiltrasjon. Sandfang som tømmes regelmessig og grasdekte kanaler/grøfter vil bidra positivt til forsedimentering. Løsmassene må ha både god permeabilitet, gode egenskaper for akkumulering og omsetning av forurensningsstoffene. For høy infiltrasjonshastighet (grove masser) svekker løsmassenes renseevne (filtrerings- og bindingsegenskaper) og for lav infiltrasjonshastighet tømmer ikke bassenget raskt nok før neste nedbørhendelse.



Figur 25. Prinsippskisse av et infiltrasjonsbasseng med forsedimentering (plan/snitt) (Ill. COWI).



Figur 26. Prinsippskisse av infiltrasjonsbasseng med vått forsedimenteringsbasseng for rensing av overvann fra hovedvei eller bebyggt område (plan/snitt). Behovet for et separat forsedimenteringsbasseng må vurderes i hvert enkelt tilfelle og kan etableres som lukket løsning (Ill. COWI).

Eksempel på infiltrasjonsbasseng for overvann fra hovedvei utgravid i stedlige løsmasser er vist i Figur 27.



Figur 27. Eksempel på infiltrasjonsbasseng langs hovedvei, innløp i høyre bildekant. Bassenget er utgravid i stedlige naturlige løsmasser. Overvannet forsedimenteres i sandfang langs veien (foto: COWI).

Utforming

I Tabell 8 er viktige forutsetninger for å oppnå høy og stabil renseeffekt i infiltrasjonsbasseng, listet opp.

Tabell 8. Funksjons- og designkrav til infiltrasjonsbasseng.

Tema	Funksjons- og designkrav infiltrasjonsbasseng
Bassengkonstruksjon	Bassenget etableres i naturlige terrengforsenkninger eller graves ut i egnede stedlige løsmasser (filterbasseng er en alternativ løsning der egnede stedlige løsmasser ikke finnes). Bassengoverflaten (infiltrasjonsflaten) skal være flat for å fordele innstrømmende overvann jevnt over hele flaten. Jordsmonn og humusdekke som graves ut, lagres og blandes senere inn i den fremtidige bassengoverflaten. Denne massen har stor kapasitet for binding av forurensningsstoffer og tilfører organisk materiale som gir gode betingelser for etablering av vegetasjonsdekke.
Bassengform	Infiltrasjonsbassenget utformes slik at god landskaps- og terrengtilpasning oppnås. Bassenget skal fremstå som et naturlig landskapselement og ikke et teknisk anlegg. Ingen bestemte krav til formen på bassenget så lenge infiltrasjonsflaten er horisontal og det oppnås jevn fordeling av overvannet over hele flaten.
Bassengareal/-volum	Dimensjonering av bassengareal og volum (vanndybde) beregnes ut fra lokale nedbørdata, infiltrasjonskapasitet i grunnen, akseptabel tømmetid og gjentaksintervall for overløp til flomvei/resipient, tilrenningsareal og klimafaktor. Magasineringsvolumet dimensjoneres på samme måte som for overvannsdam der utløpet fra bassenget tilsvarer infiltrert vannmengde pr tidsenhet, VA/Miljøblad nr 69 (metode A/B). Når det ikke er begrensning i overløpsfrekvens eller arealtilgangen er begrenset, bør magasineringsvolumet minimum dimensjoneres for 95-99 % av årsnedbør (tilgjengelig for nedbørstasjonene Oslo-Blindern, Bergen-Sandsli, Drammen-Marienlyst, Hamar II, Trondheim-Risvolla og Ås-Rustadskogen (Paus, 2018/Tidsskriftet VANN vannforeningen.no). For andre stasjoner kan historisk kortidsnedbør etterspørres fra Meteorologisk Institutt (klimavakten@met.no), og de dimensjonerende verdiene kan beregnes selv. Hvis denne statistikken ikke finnes kan det dimensjoneres konservativt ut fra 2-års nedbør fra lokal IVF – kurve (Norsk klimaservicesenter). Hvis de nevnte nedbørdata ikke er tilgjengelig kan first flush (10 mm nedbør) legges til grunn for dimensjonering (beregne avrenningsmengde basert på tilrenningsfeltets størrelse og feltets gjennomsnittlige avrenningsfaktor) (Hvitved-Jacobsen et al., 2010). Dimensjoneringen kan utføres med modellsimulering med programmet WDP som fritt kan lastes ned fra www.separatvand.dk (Vollertsen, 2018a) eller programmene MIKE+ og PCSWMM.

Tema	Funksjons- og designkrav infiltrasjonsbasseng
	Tilførsel av partikkelholdig overvann og avleiring av slam på infiltrasjonsflaten vil over tid redusere infiltrasjonskapasiteten i filteroverflaten. Men et tett og livskraftig vegetasjonsdekke har en viktig funksjon for å motvirke reduksjon i infiltrasjonskapasiteten også etter mange års drift (Åstebøl et al., 2010).
Forsedimenteringsbasseng	Bassenget utformes med et fast vannvolum som for overvannsdam. Forbassenget dimensjoneres for å fjerne partikler >ca 0,1 mm. Dimensjonering baseres på 95-99 % av årsnedbøren, 2-års nedbør (lokal IVF-kurve) eller n=1 for middelregnmetoden (VA/Miljøblad nr 75.). Hvis de nevnte nedbørdata ikke er tilgjengelig kan first flush (10 mm nedbør) legges til grunn for dimensjonering. Det beregnes ikke fordrøyningsvolum i forsedimenteringsbassenget.
Klimautvikling	Dimensjonering av bassengvolum må inkludere klimafaktor for fremtidig økt nedbør. Fylkesvise klimafaktorer finnes i klimaprofiler fra Norsk klimaservicesenter .
Bassengdybde	Bestemmes av beregnet bassengvolum, areal infiltrasjonsflate og tømmetid.
Sidekanter og sikkerhet	Bassenget bør ha slake sidekanter tilpasset omgivende landskap og sikkerhet for barn. Et infiltrasjonsbasseng er et tørt basseng som kun fylles med vann under regn. Sikkerheten ved et forsedimenteringsbasseng ivaretas etter de samme prinsipper som for våt overvannsdam.
Inn-/utløp og overløp	Innløp til infiltrasjonsbasseng sikres mot erosjon i overflaten. Overvannet infiltreres ned i grunnen til grunnvannet under bassenget. Det rensede overvannet blandes med grunnvannet og transporteres videre med grunnvannsstrømmen. Bassenget skal ha et definert overløp til planlagt flomvei på terreng hvis funksjonssvikt og overbelastning inntreffer (VA/Miljøblad nr 70). Tilrenning til bassenget utover dimensjoneringskravet, bør gå i overløp til flomvei før innløpet til bassenget for å unngå overbelastning av forsedimenteringsbasseng (oppvirvling og utspyling av forurenset sediment).
Separering av vannstrømmer, basisvannføring	I et tilrenningsområde bør overvannstilførslene separeres slik at det mest forurensete vannet renses, mens rent/lite forurenset overvann føres til resipient. Dette reduserer dimensjoneringen og arealbehovet til renseløsningen. Renseløsningen bør ikke motta basisvannføring siden det vil redusere bassengets renseevne (tilrenning fra bekker eller tørrværsavrenning fra drensssystem). Basisvannføring betyr tilrenning i tillegg til overvannets

Tema	Funksjons- og designkrav infiltrasjonsbasseng
	tilrenning. Hvis basisvannføring ikke unngås må bassengarealet tilpasses etter behov.
Grunnforhold	Anbefaling til egnet løsmasse – se beskrivelse av filterjord for filterbasseng i egen faktabeskrivelse. Bruk av stedegne løsmasser må imidlertid ha rom for større variasjon i massen enn beskrevet for filterjord. Hvis løsmassene på stedet er for grove kan det tilføres et topplag av stedlig jordsmonn og tilført filterjord. Finkornige løsmasser øker dimensjonen på infiltrasjonsflaten og magasineringsvolumet. Dybden til grunnvann bør være mer enn 1 m (v/høyeste grunnvannsnivå). Undergrunnen må ha tilstrekkelig hydraulisk kapasitet for å transportere vekk infiltrert rensset overvann.
Forsterket rensing	Renseeffekten i et infiltrasjonsbasseng kan forsterkes utover det de stedlige lokale jordmassene har av rensesensiale ved å tilføre et topplag av filterjord kombinert med et sorpsjonsmateriale. Karbonat-, silikat- eller metalloksydhaldige materialer gir forsterket binding av oppløste forurensinger (tungmetaller, fosfor). Sorpsjonsmaterialet legges under de øverste 30 cm av filterjorden som er iblandet vekstmedium (organisk materiale) (Vollertsen et al. 2018 b,c).
Tømmetid	Maks 24 timer. Det bør tilstrebes tømmetid i dette nivået eller kortere for å fremme plantedekke og redusere negativ effekt av tilsilming.
Vegetasjon	Bassengets utforming tilpasses omkringliggende landskap slik at anlegget fremstår som et naturlig element og ikke som et teknisk anlegg. Bassengoverflaten skal ha et tett og robust plantedekke med røtter som tidvis tåler å stå i vann. Vekstforholdene i et infiltrasjonsbasseng er svært vanskelige. De fleste planter trives enten i fuktig eller tørr jord, men i et infiltrasjonsbasseng vil fuktigheten variere kraftig. Ved store nedbørsmengder fylles bassenget med vann og det kan bli stående et døgn eller mer før det trekkes ned i grunnen. Samtidig vil jorda i tørre perioder være tørkeutsatt fordi den er mer infiltrerende enn vanlig vekstjord. I naturområder bør det som hovedregel benyttes stedegne arter. I byer og tettsteder er opplevelse, design og robusthet førende for valg av arter. Grasdekke er meget godt egnet da det tåler tilførsel av slam og har et rotsystem som bidrar til å opprettholde høy infiltrasjonsevne over mange år. Grasdekke kan kombineres med beplantninger. Stauder, busker og trær som tåler både tørre og våte vekstforhold er også egnet i infiltrasjonsanlegg. Langs veier/gater må vegetasjonen også tåle salt. Ut over dette, må det tas hensyn til hardighet,

Tema	Funksjons- og designkrav infiltrasjonsbasseng
	fremmedarter og spredningsfare, stedstilpasning, visuelle mål for beplantningen og drift. Faktaark fra Oslo kommune om vegetasjonsbruk i åpne overvannsløsninger finnes her; Vegetasjonsbruk åpne overvannsløsninger
Lokalisering	Infiltrasjonsbasseng for forurenset overvann vil påvirke grunnvannets kvalitet og kan ikke plasseres på steder der grunnvann utnyttes til vannforsyning.
Drift og vedlikehold	Drift av forsedimenteringsbasseng – se omtale av overvannsdam i eget faktablad. Infiltrasjonsbassenget har ingen VA-konstruksjoner som krever spesiell oppfølging. Et infiltrasjonsbasseng vil fungere over mange år forutsatt tett gras-/ vegetasjonsdekke og et velfungerende og godt driftet forsedimenteringsbasseng og sandfang. Generelt driftstilsyn utføres etter samme oppsett som for våt overvannsdam (hvert 2-4. år). Skjøtsel av vegetasjon tilpasses type beplantning. I naturområder er skjøtelseshovet minimalt, men i bebygde områder må skjøtelsen tilpasses anleggets rekreasjons- og naturmessige uttrykk.
Erfaringsmessige feilfunksjoner	I dårlig fungerende infiltrasjonsanlegg blir overvannet stående for lenge i bassenget etter nedbør dvs. infiltrasjonen (tømmingen av bassenget) går for sakte. Mangelfull funksjon har ofte sammenheng med en av følgende faktorer (Rise Gregersen et al. 2015, Åstebøl et al. 2013/2014): • Uegnede stedlige løsmasser som er enten for tett (for mye finstoff) og gjør at tømming av magasinet etter regn tar for lang tid eller at løsmassene er for grove som gir svak vegetasjonsetablering og lav rensegrad (kan tilføres et topplag av filterjord). • Svakt vegetasjonsdekke på grunn av manglende vekstmedium (organisk materiale) • Pakking av filteroverflaten under bygging som medfører redusert infiltrasjonskapasitet (kjøring med anleggsmaskiner) • Gjentetting (tilslamming) av overflaten som følge av manglende eller mangelfull drift av forsedimenteringsbasseng, dårlig drift av sandfang og for dårlig utviklet gras-/vegetasjonsdekke. Dette er tilfelle hvis det står mye vann på filteroverflaten 1-2 dager etter kraftig regn.

Renseeffekt

Det er store forskjeller i den tekniske utforming av undersøkte filtersystemer og det kan derfor være vanskelig å sammenligne tilbakeholdelse systemene imellom. Men det er god grunn til å forvente at tilbakeholdelse av spesifikke stoffer er minst like så god og trolig bedre enn den er for overvannsdam. Tabell 9 viser et anslag på tilbakeholdelse for de samme stoffer som vist for overvannsdam. Det er et mindre datagrunnlag bak tallene og for nitrogen, fosfor, COD og BOD er det antatt at filtre er like effektive som overvannsdam siden det ikke finnes tilstrekkelig data til å gi en bedre vurdering.

Tabell 9. Renseeffekt i infiltrasjonsbasseng.

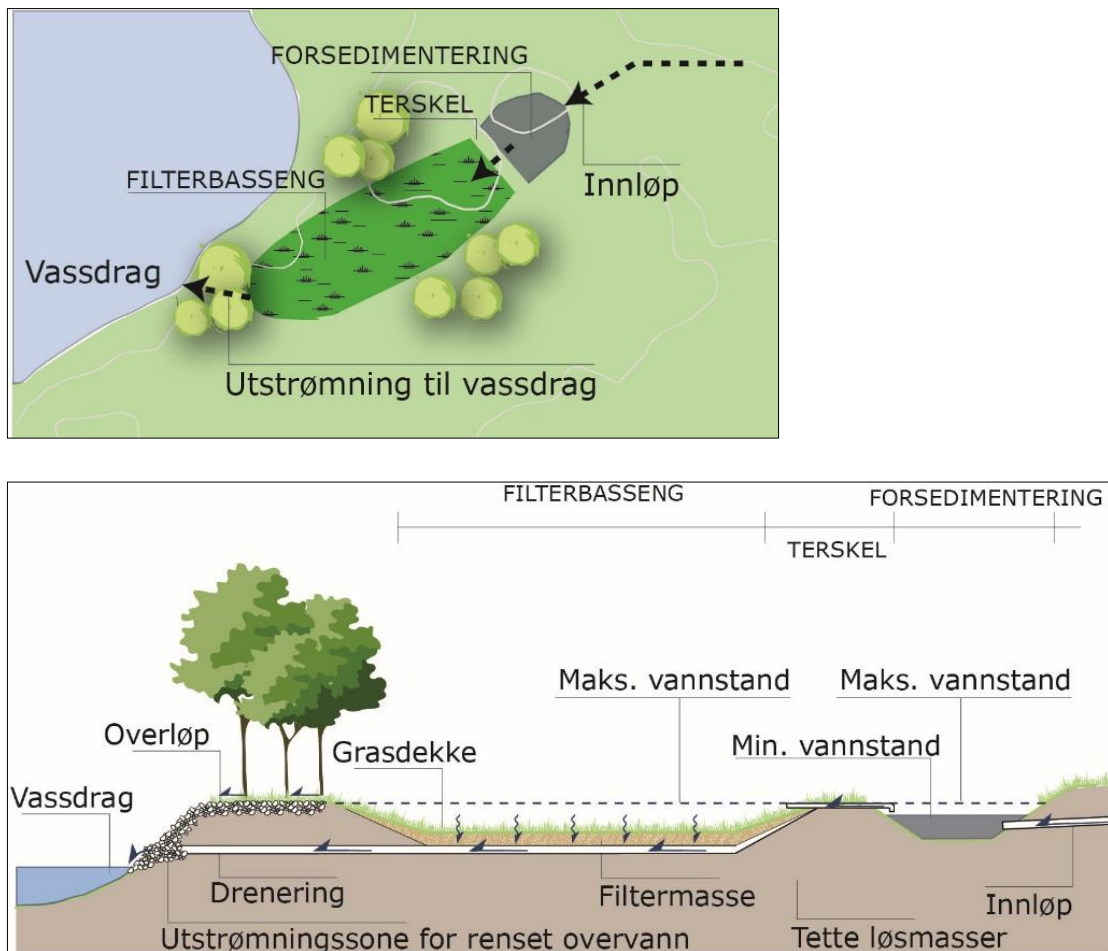
Stoff	Typisk innhold	Rense-grad [%]	Utløp fra dam	Merknad
SS [mg/L]	90 (30-300)	90 (70-100)	9 (5-15)	Filtre er primært effektive overfor partikulært stoff og reduksjonen er derfor god hele året rundt.
Total-P [mg/L]	0,3 (0,1-0,5)	70 (60-80)	0,09 (0,05-0,2)	Partikulært fosfor utgjør oftest minst halvparten av totalfosforet. Denne delen fjernes primært ved filtrering og fjerningen er omtrent konstant hele året.
Oppløst-P [mg/L]	0,15 (0,05-0,3)	70 (50-75)	0,05 (0,03-0,1)	Oppløst fosfor fjernes primært via planteopptak om sommeren. Om vinteren vil fjerningen derfor være minst.
COD [mg/L]	55 (20-100)	45 (30-60)	30 (10-60)	COD har lav bioomsettelighet da det kommer fra jordpartikler, visne blader og lignende. Det utgjør kun en uvesentlig belastning for resipienten. Det er normalt uinteressant å se på COD i overvannsutslipp.
BOD [mg/L]	6 (2-10)	30 (20-40)	4 (1-8)	BOD ligger normalt lavt og utgjør kun en uvesentlig belastning i resipienten. BOD i overvann er derfor normalt uinteressant.
Total-N [µg/L]	2 (1-3)	40 (20-60)	1,2 (0,7-2)	Nitrogen ligger normalt lavt og utgjør kun en uvesentlig belastning av resipienten. Nitrogen i overvannsutslipp er derfor normalt uinteressant.
Total-Cu [µg/L]	15 (5-100)	85 (70-90)	3 (1-6)	En vesentlig del av kobberet er partikkelbundet og fjernes derfor sammen med det suspenderte stoffet.
Total-Zn [µg/L]	100 (50-200)	90 (80-99)	10 (2-20)	En vesentlig del av sinken er partikkelbundet og fjernes derfor sammen med det suspenderte stoffet.
PAH [µg/L]	0.2 (<0.01-2)	98% (95-100)	<0.01 (<0.01-0.1)	De fleste PAH'er knytter seg sterkt til partikler og overflater. De kan derfor forventes å bli tilbakeholdt i relativt høy grad. Det finnes ikke tilstrekkelige data til å forutsi presise rensegrader eller utløpskonsentrasjoner.
Mikroplast	Avhenger av måle-metoden	95%	Avhenger av måle-metoden	De forskjellige typer mikroplast vil tilbakeholdes med forskjellig effektivitet.

Vurdering av renseeffekt for lite dokumenterte stoffer er sammenstilt i kap. 4.3.6.

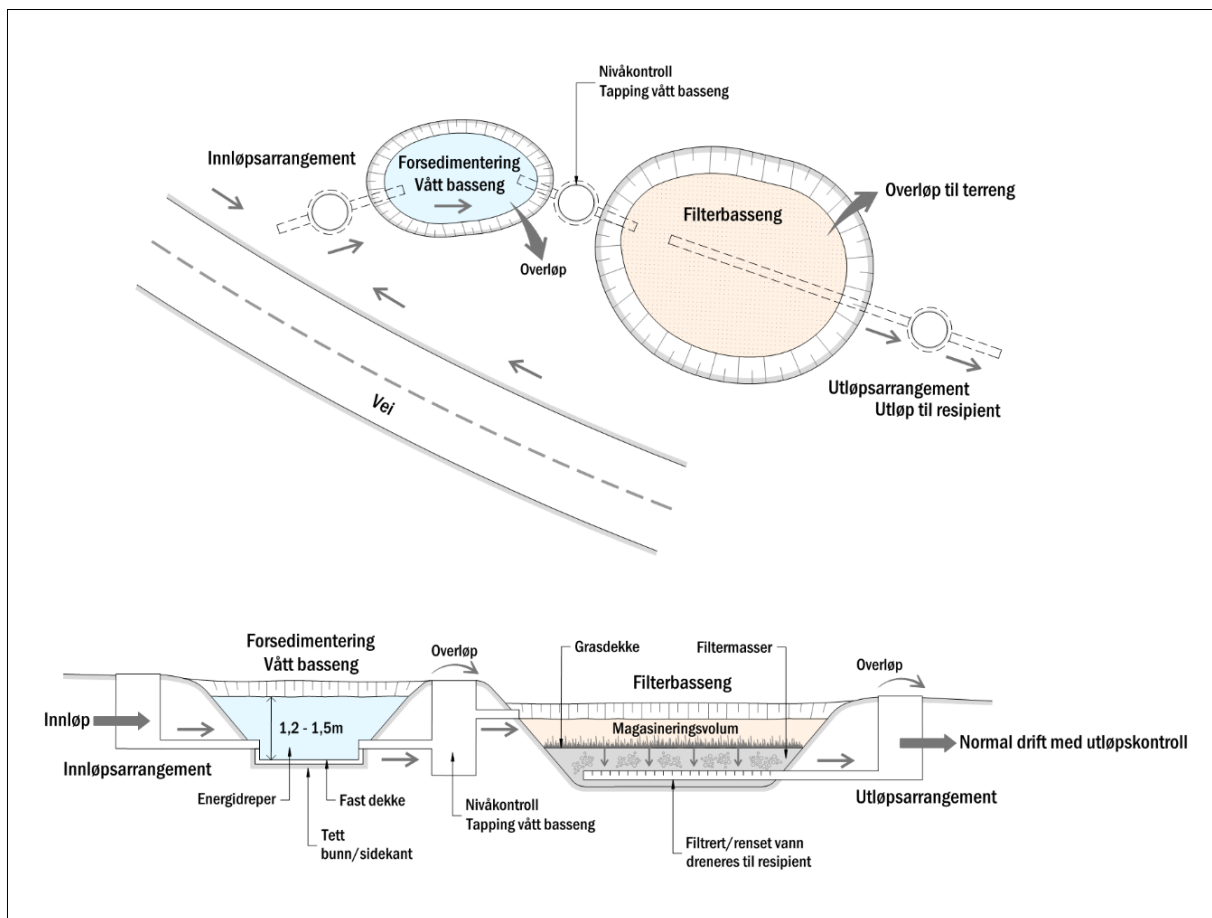
5.3 Filterbasseng

Funksjon

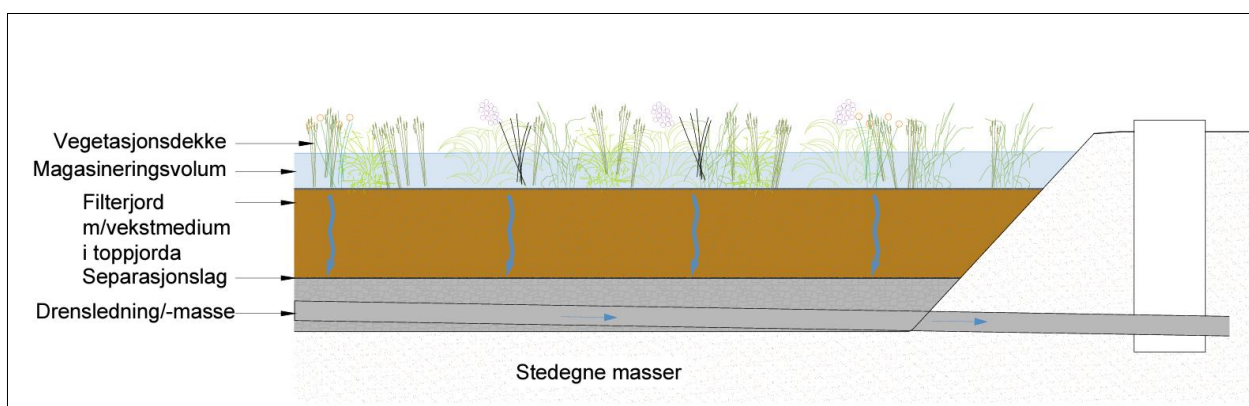
Et filterbasseng har samme funksjon som et infiltrasjonsbasseng. Anleggstypen fungerer typisk som en sentral renseløsning for et delområde i by/tettsted eller veistrekning som har et system for oppsamling og ledningstransport av overvannet frem til filterbassenget. Hovedforskjellen fra infiltrasjonsbasseng er at et filterbasseng er bygget opp av tilførte filterjordmasser. Bassengtypen har vanligvis utløp av rensset overvann til overflateresipient via et underliggende drenssystem (Figur 28 - Figur 31). Filterbassenget har samme dimensjonering, utforming og drift som for infiltrasjonsbasseng. En stor fordel med filterbasseng er at anleggstypen er svært fleksibel med hensyn til lokalisering sammenlignet med infiltrasjonsbasseng. Anleggstypen setter ingen særskilte krav til grunnforhold utover at grunnen har tilstrekkelig bæreevne. Anleggstypen kan med fordel bygges på tett grunn.



Figur 28. Prinsippskisse av filterbasseng med utløp til vassdrag (Ill. COWI).



Figur 29. Prinsippskisse av filterbasseng for rensing av overvann fra vei eller et bebyggt område med utløp til resipient (plan/snitt). Behovet for et separat forsedimenteringsbasseng må vurderes i hvert enkelt tilfelle og kan etableres som lukket løsning (Ill. COWI).



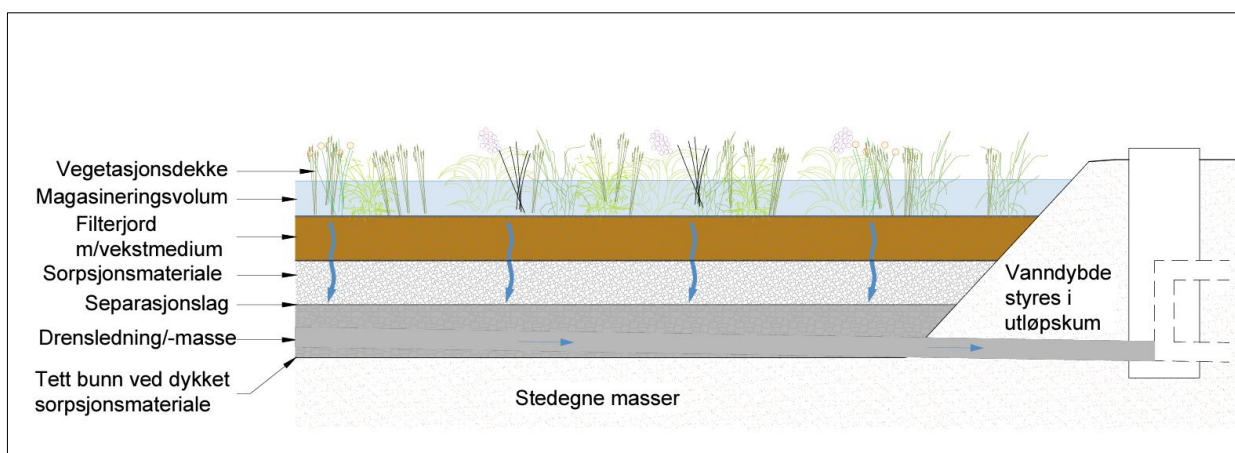
Figur 30. Prinsippskisse oppbygging av filterbasseng (Ill. etter Vollertsen et al. 2018 b/c).



Figur 31. Eksempler på filterbassenger som mottar overvann fra trafikkarealer i byområde. Bassengene er innpasset i en grøntstruktur. Forsedimentering skjer i sandfang langs veiene (Foto: COWI).

Rensekapasiteten for anleggstypen kan også utvides ved å øke dimensjoneringen av det våte forbassenget (Figur 29). Dette gir en kombinasjonsløsning for utvidet rensing der partikkelbundne forurensinger primært tas i det våte bassenget og de oppløste og finpartikulære/kolloide stofffraksjoner renses i filterbassenget.

Renseeffekten kan forbedres ytterligere ved at filtermassen kombineres med materiale med særlig høy bindingskapasitet (sorpsjonsmaterialer) for oppløste forurensingskomponenter, eksempelvis tungmetaller og fosfor (Figur 32). Eksempler på sorpsjonsmaterialer er karbonat-, silikat- eller metalloksydholdige materialer. Sorpsjonsmaterialet legges under de øverste 30 cm av filterjorden iblandet vekstmedium (organisk materiale). Filtermaterialet skal være mekanisk stabilt og ikke pakkes over tid eller frigi fine partikler. Under sorpsjonsmaterialet legges drengsgrus og drengsledning. Tykkelsen av sorpsjonslaget er avhengig av type materiale (sorpsjonskapasitet), forurensningsbelastning og ønsket levetid for filteret før sorpsjonskapasiteten er oppbrukt. Det er en fordel å holde sorpsjonsmaterialet dykket da dette forbedrer sorpsjons-/bindingskapasiteten (forutsetter tett bunn). Vekstlaget må derimot ikke stå vannmettet. Bruk av slike materialer øker kostnaden og kan være aktuelt i situasjoner med utslipp til følsomme resipienter. Uten tett bunn dreneres rensset overvann diffust ned i grunnen eller ledes helt/delvis ut via drengsledning.



Figur 32. Forsterket renseseffekt i filterløsning med to filtermaterialer, øverst filterjord med vekstmedium over et sorpsjonsfilter. Hvis sorpsjonsfilteret står dykket må anlegget ha tett bunn og med nivåstyrt utløp. Uten tett bunn dreneres rensset overvann diffust ned i grunnen eller via drengsledning. Det anbefales naturlige masser i separasjonslag og ikke fiberduk pga. faren for gjentetting av finstoff (Ill. etter Vollertsen et al. 2018 b/c).

Utforming

I Tabell 10 er viktige forutsetninger for å oppnå høy og stabil renseeffekt i filterbasseng, listet opp.

Tabell 10. Funksjons- og designkrav til filterbasseng.

Tema	Funksjons- og designkrav filterbasseng
Basseng-konstruksjon	Bassenget kan etableres på en hvilken som helst grunn/areal forutsatt at grunnen har bæreevne. Bassengoverflaten (filterflaten) skal være flat for å fordele innstrømmende overvann jevnt over hele flaten. Bassenget bygges opp av tilført filterjord. Massen skal både være vekstmedium for vegetasjonsdekke, ha god infiltrasjonsskapasitet og høy tilbakeholdelse av både partikkelbundne og løste forurensninger. Vekstmedium blandes inn i toppjorda for å gi gode betingelser for vegetasjonsetablering. Under filterjorda etableres en dreasløsning for utledning av rensed overvann. Har grunnen under bassenget god infiltrasjonsevne kan det rensede vannet gå diffust ned i grunnen. Bassenget må ligge over grunnvannsspeilet.
Bassengform	Filterbassenget utformes slik at god landskaps- og terrengtilpasning oppnås. Bassenget skal fremstå som et naturlig landskapselement og ikke et teknisk anlegg. Ingen bestemte krav til formen på bassenget så lenge filterflaten er horisontal og det oppnås jevn fordeling av overvannet over hele flaten.
Bassengareal/-volum	Dimensjonering av bassengareal og volum (vanndybde) beregnes ut fra lokale nedbørdata, filterjordens infiltrasjonsskapasitet (hydraulisk ledningsevne), akseptabel tømmetid og gjentakintervall for overløp til flomvei/resipient, tilrenningsareal og klimafaktor. Magasineringsvolumet dimensjoneres på samme måte som for overvannsdam der utløpet fra bassenget tilsvarer infiltrert vannmengde pr tidsenhet, VA/Miljøblad nr 69 (metode A/B). Når det ikke er begrensning i overløpsfrekvens eller arealtilgangen er begrenset, bør magasineringsvolumet minimum dimensjoneres for 95-99 % av årsnedbør (tilgjengelig for nedbørstasjonene Oslo-Blindern, Bergen-Sandsli, Drammen-Marienlyst, Hamar II, Trondheim-Risvollan og Ås-Rustadskogen (Paus, 2018/Tidsskriftet VANN vannforeningen.no). For andre stasjoner kan historisk kortidsnedbør etterspørres fra Meteorologisk Institutt (klimavakten@met.no), og de dimensjonerende verdiene kan beregnes selv. Hvis denne statistikken ikke finnes kan det konservativt dimensjoneres ut fra 2-års nedbør fra lokal IVF – kurve (Norsk klimaservicesenter). Hvis de nevnte nedbørdata ikke er tilgjengelige kan first flush avrenning (10 mm nedbør) legges til grunn for dimensjonering (beregne avrenningsmengde basert på tilrenningsfeltets størrelse og feltets gjennomsnittlige avrenningsfaktor) (Hvitved-Jacobsen et al., 2010). Dimensjoneringen kan også utføres med modellsimulering med programmet WDP som fritt kan lastes ned fra www.separatvand.dk (Vollertsen, 2018a) eller programmene MIKE+ og PCSWMM. Tilførsel av partikkelholdig overvann og avleiring på filterflaten kan over tid redusere infiltrasjonsskapasiteten i filteroverflate. Tett vegetasjonsdekke har en

Tema	Funksjons- og designkrav filterbasseng
	viktig funksjon for å motvirke reduksjon i infiltrasjonskapasiteten også etter mange års drift (Åstebøl et al., 2010).
Forsedimenteringsbasseng	Bassenget utformes med et fast vannvolum som for overvannsdam. Forbassenget dimensjoneres for å fjerne partikler >ca 0,1 mm. Dimensjonering baseres på 95-99 % av årsnedbøren, 2-års nedbør (lokal IVF-kurve) eller n=1 for middelregnmetoden (VA/Miljøblad nr 75.). Hvis de nevnte nedbørdata ikke er tilgjengelig kan first flush (10 mm nedbør) legges til grunn for dimensjonering. Det beregnes ikke fordrøyningsvolum i forsedimenteringsbassenget.
Klimautvikling	Dimensjonering av bassengvolum må inkludere klimafaktor for fremtidig økt nedbør. Fylkesvise klimafaktorer finnes i klimaprofiler fra Norsk klimaservicesenter .
Bassengdybde	Bestemmes av beregnet bassengvolum, filterareal og tømmetid.
Sidekanter og sikkerhet	Bassenget bør ha slake sidekanter tilpasset omgivende landskap og sikkerhet for barn. Et filterbasseng er et tørt basseng som kun fylles med vann under regn. Sikkerheten ved et forsedimenteringsbasseng ivaretas etter de samme prinsipper som for våt overvannsdam.
Inn-/utløp og overløp	Innløp til filterbasseng sikres mot erosjon i overflaten. Overvannet infiltreres ned til drenssystemet under bassenget. Bassenget skal ha et definert overløp til planlagt flomvei på terreng hvis funksjonssvikt og overbelastning inntreffer (VA/Miljøblad nr 70). Tilrenning til forsedimenterings-/filterbassenget utover dimensjoneringskravet, bør gå i overløp til flomvei før innløpet til bassenget for å unngå overbelastning av forsedimenteringsbassenget (oppvirvling og utspyling av forurenset sediment).
Separering av vannstrømmer, basisvannføring	I et tilrenningsområde bør overvannstilførslene separeres slik at det mest forurensede vannet renses, mens rent/lite forurenset overvann føres til resipient. Dette reduserer dimensjoneringen og arealbehovet til renseløsningen. Renseløsningen bør ikke motta basisvannføring siden det vil redusere bassengets renssevne (tilrenning fra bekker eller tørrværsavrenning fra drenssystem). Basisvannføring betyr tilrenning i tillegg til overvannets tilrenning. Hvis basisvannføring ikke unngås må bassengarealet tilpasses.
Forsterket rensing	Forsterket rensing oppnås med å kombinere filtermassen med et sorpsjonsmateriale. Karbonat-, silikat- eller metalloksydholdige materialer gir forsterket binding av oppløste forurensinger (tungmetaller, fosfor). Sorpsjonsmaterialet legges under de øverste 30 cm av filterjorda (toppjorda) som er iblandet vekstmedium (organisk materiale) (Vollertsen et al., 2018 b,c).

Tema	Funksjons- og designkrav filterbasseng
Filterjord	Anbefalinger til sammensetning av filterjord: Jorden skal være ren og homogen Hovedfraksjonen i filterjorda er sand (0,063 – 2 mm). Anbefalt innhold av finstoff (silt/leir, <0,063 mm) er 10 vekt-% (se kornfordelingskurve, Figur 33). Høyere finstoffinnhold gir lavere hydraulisk ledningsevne (infiltrasjonsskapasitet) og gir en mer tørkesterk filterjord for vegetasjonen. Figur 33 er en kornfordelingskurve som viser vektprosent (y-aksen, 0 til 100) mot partikkelstørrelse i mm (x-aksen, logaritmisk skala fra 0,001 til 10). Grafen inneholder fire kurver: en blå stipulert linje for 'Fineste anbefalt', en orange stipulert linje for 'Groveste anbefalt', en grå solid linje for 'Egnet normalnedbør <1000 mm', og en svart solid linje for 'Egnet regnrikt klima'. Kurvene viser at finstoffinnholdet (partikler < 0,063 mm) bør være mellom 10% og 15% vektprosent. Figur 33. Intervall for kornfordeling i filterjord (mineraljord) til filterbasseng. Anbefalt kornfordeling for nedbørrike områder som på Vestlandet (sort kurve) og områder med normalnedbør <1000 mm som på Østlandet (grå kurve) (Haraldsen, 2024). *Tykkelse filterjord ca 0,7 - 1,0 meter (tilpasses forurensningsbelastning, type vegetasjon) De øvre 30 cm av filterjorda (toppjorda) tilføres 3-4 vekt-% organisk materiale/mold/humus (3 vekt-% i nedbørrike områder (som Vestlandet) og 4 vekt-% i områder med årsnedbør <1000 mm (som Østlandet). Filterjordmassen under toppjorda (dypere enn 30 cm) skal være moldfattig. Organisk materiale (mold) er både et vekstmedium for vegetasjonen og har stor evne til å binde et stort antall forurensningsstoffer. Tilsatt organisk materiale skal være næringsfattig. <u>Kompost anbefales ikke da det har høyt næringsinnhold og forårsaker lekkasje av fosfor og tungmetaller.</u> pH bør ligge på nøytralt nivå, 6,5 – 7,5 Hydraulisk ledningsevne (K); 0,04 - 0,3 m/time (Bergen Jensen et al., 2019) Filterjorden skal være vegetasjonsdekket som har en viktig funksjon for å motvirke nedgang i infiltrasjonsskapasiteten som følge av tilslamming av

Tema	Funksjons- og designkrav filterbasseng
	filterflaten (tilført finslam med overvannet). Gras, stauder og blandede plantesystemer er gode vegetasjonsdekker med en gunstig rotutvikling. Vegetasjon fremmer også nedbrytning av visse organiske forurensninger ved å stimulere mikroorganismer i rotsonen. Opptak av forurensninger i vegetasjonen, f.eks. tungmetaller, spiller ingen avgjørende rolle for rensefunksjonen siden prosessen går for langsomt og er uvirksom i den kalde årstiden. Renseevnen kan forsterkes ved å legge inn et lag av sorpsjonsmateriale av typen karbonat-, silikat- eller metalloksydholdige materialer under vekstsjiktet (toppjorda).
Tømmetid	Maks 24 timer. Det bør tilstrebes tømmetid i dette nivået eller kortere for å fremme plantedekke og redusere negativ effekt av tilslamming.
Vegetasjon	Bassengets utforming tilpasses omkringliggende landskap slik at anlegget fremstår som et naturlig element og ikke som et teknisk anlegg. Bassengoverflaten skal ha et tett og robust plantedekke med røtter som tidvis tåler å stå i vann. Vekstforholdene i et filterbasseng er svært vanskelige. De fleste planter trives enten i fuktig eller tørr jord, men i et infiltrasjonsbasseng vil fuktigheten variere kraftig. Ved store nedbørsmengder fylles bassenget med vann, og det kan bli stående et døgn eller mer før det trekker ned i grunnen. Samtidig vil jorda i tørre perioder være tørkeutsatt fordi den er mer infiltrerende enn vanlig vekstjord. I naturområder bør det som hovedregel benyttes stedegne arter. I byer og tettsteder er opplevelse, design og robusthet førende for valg av arter. Grasdekke er meget godt egnet da det tåler stor tilførsel av slam og har et rotsystem som bidrar til å opprettholde høy infiltrasjonsevne over mange år. Grasdekke kan kombineres med beplantninger. Stauder, busker og trær som tåler både tørre og våte vekstforhold er også egnet i filteranlegg. Langs veier/gater må vegetasjonen også tåle salt. Ut over dette, må det tas hensyn til hardighet, fremmedarter og spredningsfare, stedstilpasning, visuelle mål for beplantningen og drift. Faktaark fra Oslo kommune om vegetasjonsbruk i åpne overvannsløsninger finnes her; Vegetasjonsbruk åpne overvannsløsninger
Lokalisering	Filterbasseng for forurenset overvann kan påvirke grunnvannets kvalitet og kan ikke plasseres på steder der grunnvann utnyttes til vannforsyning. Hvis sårbart grunnvann må anlegget ha tett bunn under drenglaget.
Drift og vedlikehold	Drift av forsedimenteringsbasseng – se omtale av overvannsdam. Filterbassenget har ingen VA-konstruksjoner som krever spesiell oppfølging. Et filterbasseng vil fungere over mange år forutsatt tett gras-/vegetasjonsdekke og et velfungerende og godt driftet forsedimenteringsbasseng og sandfang.

Tema	Funksjons- og designkrav filterbasseng
	Generelt driftstilsyn utføres etter samme oppsett som for vått overvannsdam (hvert 2-4. år). Skjøtsel av vegetasjon tilpasses type beplantning. I naturområder er skjøtelseshovet minimalt, men i bebygde områder må skjøtelsen tilpasses anleggets rekreasjons- og naturmessige uttrykk.
Erfaringsmessige feilfunksjoner	I dårlig fungerende filterbasseng blir overvannet stående for lenge i bassenget etter nedbør dvs. infiltrasjonen (tømmingen av bassenget) går for sakte. Mangelfull funksjon har ofte sammenheng med en av følgende faktorer: • Feil filterjord som er enten for tett (for mye finstoff) og gjør at tømming av magasinet etter regn tar for lang tid eller at filterjorden er for grov som gir svak vegetasjonsetablering og lav rensegrad. • Svakt vegetasjonsdekke pga. manglende vekstmedium (organisk materiale) • Pakking av filteroverflaten under bygging som medfører redusert infiltrasjonskapasitet (kjøring med anleggsmaskiner) • Gjentetting (tilslamming) av overflaten som følge av manglende eller mangelfull drift av forsedimenteringsbasseng, dårlig drift av sandfang og for dårlig utviklet gras-/vegetasjonsdekke. Dette er tilfelle hvis det står mye vann på filteroverflaten 1-2 dager etter kraftig regn.

Renseeffekt

Det er store forskjeller i den tekniske utforming av undersøkte filtersystemer og det kan derfor være vanskelig å sammenligne tilbakeholdelse systemene imellom. Men det er god grunn til å forvente at tilbakeholdelse av spesifikke stoffer er minst like så god og trolig bedre enn den er for overvannsdammer. Tabell 11 viser et anslag på tilbakeholdelse for de samme stoffer vist for overvannsdam. Det er et mindre datagrunnlag bak tallene og for nitrogen, fosfor, COD og BOD er det antatt at filtre er like effektive som overvannsdammer siden det ikke finnes tilstrekkelig data til å gi en bedre vurdering.

Tabell 11. Renseeffekt i filterbasseng.

Stoff	Typisk innhold	Rense-grad [%]	Utløp fra basseng	Merknad
SS [mg/L]	90 (30-300)	90 (70-100)	9 (5-15)	Filtre er primært effektive overfor partikulært stoff og reduksjonen er derfor god hele året rundt.
Total-P [mg/L]	0,3 (0,1-0,5)	70 (60-80)	0,09 (0,05-0,2)	Partikulært fosfor utgjør oftest minst halvparten av totalfosforet. Denne delen fjernes primært ved filtrering og fjerningen er omtrent konstant hele året.
Oppløst-P [mg/L]	0,15 (0,05-0,3)	70 (50-75)	0,05 (0,03-0,1)	Oppløst fosfor fjernes primært via planteopptak om sommeren. Om vinteren vil fjerningen derfor være minst.
COD [mg/L]	55 (20-100)	45 (30-60)	30 (10-60)	COD har lav biodegraderbarhet da det kommer fra jordpartikler, visne blader og lignende. Det utgjør kun en uvesentlig belastning for resipienten. Det er normalt uinteressant å se på COD i overvannsutslipp.
BOD [mg/L]	6 (2-10)	30 (20-40)	4 (1-8)	BOD ligger normalt lavt og utgjør kun en uvesentlig belastning i resipienten. BOD i overvann er derfor normalt uinteressant.
Total-N [µg/L]	2 (1-3)	40 (20-60)	1,2 (0,7-2)	Nitrogen ligger normalt lavt og utgjør kun en uvesentlig belastning av resipienten. Nitrogen i overvannsutslipp er derfor normalt uinteressant.
Total-Cu [µg/L]	15 (5-100)	85 (70-90)	3 (1-6)	En vesentlig del av kobberet er partikkelbundet og fjernes derfor sammen med det suspenderte stoffet.
Total-Zn [µg/L]	100 (50-200)	90 (80-99)	10 (2-20)	En vesentlig del av sinken er partikkelbundet og fjernes derfor sammen med det suspenderte stoffet.
PAH [µg/L]	0.2 (<0.01-2)	98% (95-100)	<0.01 (<0.01-0.1)	De fleste PAH'er knytter seg sterkt til partikler og overflater. De kan derfor forventes å bli tilbakeholdt i relativt høy grad. Det finnes ikke tilstrekkelige data til å forutsi presise rensegrader eller utløpskonsentrasjoner.
Mikroplast	Avhenger av måle-metoden	95%	Avhenger av måle-metoden	De forskjellige typer mikroplast vil tilbakeholdes med forskjellig effektivitet.

Vurdering av renseseffekt for lite dokumenterte stoffer er sammenstilt i kap. 4.3.6.

5.4 Lokale filterløsninger

Funksjon

Lokale filterløsninger er desentraliserte renseløsninger som håndterer lokalt tilført forurensset overvann. Det finnes flere varianter av løsninger og de omtales ofte under fellesnavnet bioretensjon- eller biofilteranlegg og i litteraturen benevnes de med ulike betegnelser; *raingarden*, *filter strips*, *vegetated buffer strip*, *vadi*, *swales mm..* Noen av disse anleggstypene er primært utformet for overflatestrømning over grønne arealer eller i grønne kanaler og der løsningen primært er utformet for transport av overvann og i mindre grad infiltrasjon. Denne type anlegg omtales ikke her da slike løsninger har lav og ustabil renseeffekt.

Med lokale filterløsninger forstås løsninger der overvannet tilføres en forsenket beplantet overflate der overvannet magasineres på overflaten og infiltreres ned i grunnen gjennom en tilført eller stedlig opparbeidet filterjord. Regnbed og filtergrøfter/-kanaler er eksempler på lokale desentraliserte filterløsninger for rensing av overvann og som fungerer tilsvarende som filterbasseng. Det finnes varianter av disse løsningene, men funksjonsmessig fungerer de likt med hensyn til magasinering og rensing av overvannet. Forutsetningen for god rensing er at løsningene har et magasineringsvolum over filterflaten som er dimensjonert for et gitt gjentakintervall for nedbør som minimum sikrer en gjennomsnittlig årlig høy renseeffekt. Magasinert overvann infiltreres ned i grunnen gjennom filterjorden og renseløsningen tørrlegges etter hver regnhendelse. Overvannstilførsel som overskrider dimensjoneringen går i overløp til flomvei/ledningsnett/resipient. Filterjorden kan enten være stedlig bearbeidet masse eller tilført produsert jordmasse etter tilsvarende spesifikasjon som for filterbasseng. Løsningen bygges normalt med en underliggende drenering som leder rensset vann til resipient/ledningsnett.

Løsningstypen er svært fleksibel da den ikke setter særskilte krav til grunnforhold utover at grunnen har tilstrekkelig bæreevne. Anleggstypen kan med fordel bygges på tett grunn.

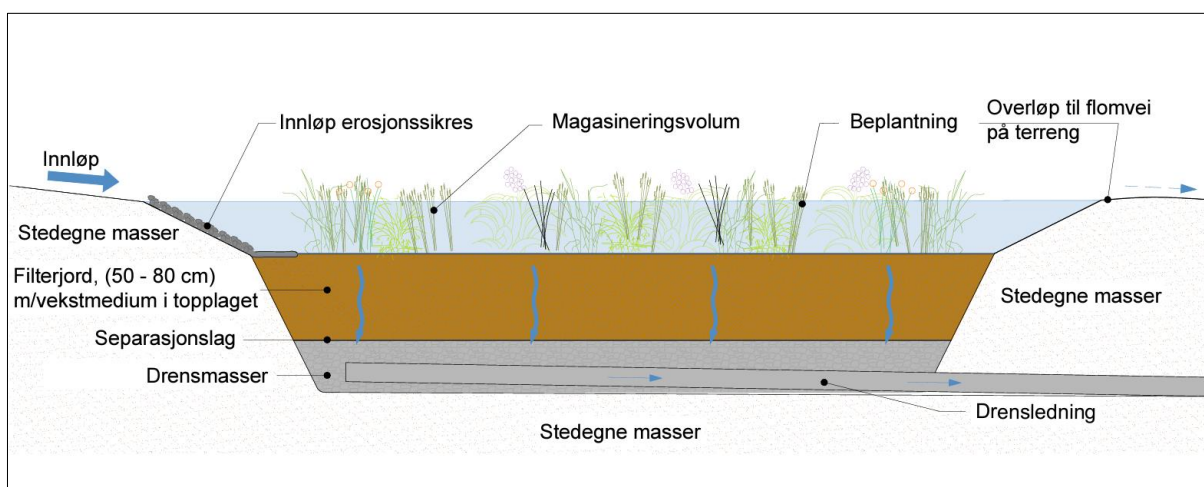
Utformingen av lokale filterløsninger kan inndeles i 3 hovedtyper:

- Punktløsning ofte kalt regnbed eller biofilter som tilføres overvann fra et definert nærliggende areal som omkranser løsningen
- Langstrakte løsninger som benyttes langs hovedveier, gater og plasser. Løsningen er ofte kalt filtergrøft for hovedveier og i byområder regnbed/filtergrøft/filterkanal med bymessig design.
- Flater der overvannet spres jevnt over grønne hellende arealer tilført filterjord og vegetasjonsdekke som fremmer infiltrasjon og rensing. Denne løsningen har ikke magasineringsvolum. Flaten må ha en størrelse som sikrer infiltrasjon av dimensjonerende regnhendelse, i praksis mindre regnhendelser. Løsningen er ofte kalt filtersone eller infiltrasjonssone.

Regnbed/biofilter i byområder

Løsningstypen er svært fleksibel for tilpasning i nye urbane områder. Løsningen er også særlig godt egnet for ettermontering i eksisterende bebygde områder. Løsningene kan være en punktløsning for et nærliggende avrenningsareal eller en langstrakt løsning langs en hovedvei, gate eller et parkeringsareal (Figur 34 - Figur 37).

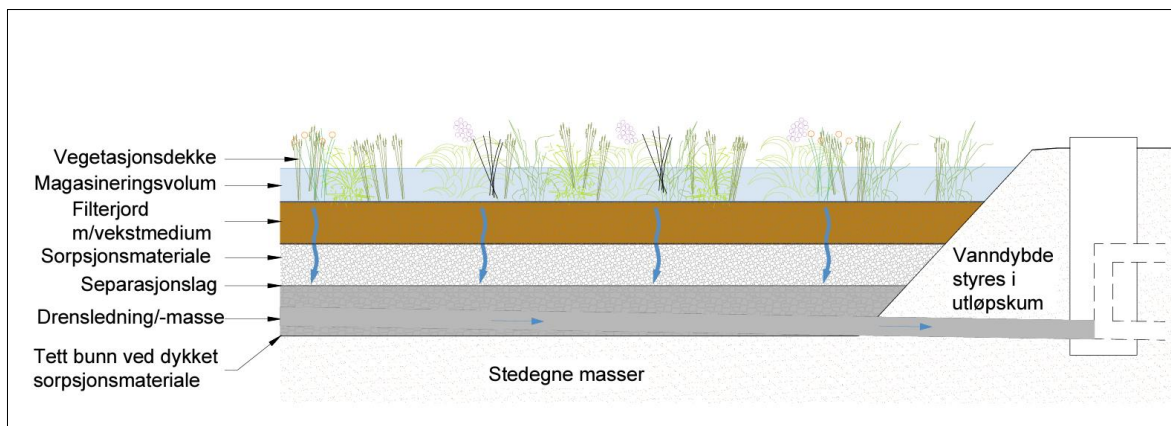
Renseløsningen tilføres overvann på overflaten fra de omkringliggende urbane arealene. For punktløsninger kan tilrenningen komme som konsentrert vannstrøm i oppsamlingsrenner. Løsningene tørrlegges etter hvert regn slik at det står klart til å motta overvann fra neste regn. Filterflaten ligger nedsenket slik at løsningen har et volum for fordrøyning-/magasinerings av overvann. I byområder utformes løsningene slik at de inngår som blågrønne landskapselementer med visuell og naturmessig verdi.



Figur 34. Prinsippskisse oppbygging av regnbed/ biofilter (Ill. etter Paus og Braskerud, 2013).

Renseeffekten kan forbedres ytterligere ved at filtermassen kombineres med materiale med særlig høy bindingskapasitet (sorpsjonsmaterialer) for oppløste forurensingskomponenter, eksempelvis tungmetaller og fosfor (Figur 35). Eksempler på sorpsjonsmaterialer er karbonat-, silikat- eller metalloksydholdige materialer. Sorpsjonsmaterialet legges under de øverste 30 cm av filterjorden iblandet vekstmedium (organisk materiale) (Vollertsen et al. 2018 b/c).

Filtermaterialet skal være mekanisk stabilt og ikke pakkes over tid eller frigir fine partikler. Under sorpsjonsmaterialet legges drensgrus og drensledning. Tykkelsen av sorpsjonslaget er avhengig av type materiale (sorpsjonskapasitet), forurensningsbelastning og ønsket levetid for filteret før sorpsjonskapasiteten er oppbrukt. Det er en fordel å holde sorpsjonsmaterialet dykket da dette forbedrer sorpsjons-/bindingskapasiteten (forutsetter tett bunn). Vekstlaget må derimot ikke stå vannmettet. Uten tett bunn dreneres rensed overvann diffust ned i grunnen eller ledes delvis ut via drensledning. Bruk av slike materialer øker kostnaden og kan være aktuelt i situasjoner med utslipp til følsomme resipienter og ønske om å øke filterets levetid.



Figur 35. Forsterket renseeffekt i regnbed/biofilter med to filtermaterialer, øverst filterjord med vekstmedium over et sorpsjonsfilter. Hvis sorpsjonsfilteret skal stå dykket må anlegget ha tett bunn og med nivåstyrt utløp. Uten tett bunn dreneres rensset overvann diffust ned i grunnen eller delvis ut via drensledning. Det anbefales naturlige masser i separasjonslag og ikke fiberduk pga. faren for gjentetting av finstoff (III. etter Vollertsen et al. 2018 b,c).



Figur 36. Regnbed i gatetun i byområde (venstre). Bildet til høyre viser innløpsløsning til regnbed med slamkasse (størrelsen tilpasses tilrenningsarealet og forurensningsbelastningen). Overvannet samles i renner som leder til regnbedene (foto: Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten).



Figur 37. Eksempel på lokal filterløsning (regnbed/biofilter) etablert i dansk og svensk gate (venstre/høyre øverst). Nederst eksempler på filterløsninger i Oslo etablert i nye utbyggingsprosjekter i byen. I venstre bilde burde jorddekket vært mer nedsenket for å oppnå mer magasinering og lette innstrømningen fra veibanen. Høyre bilde viser innfelt terskel i cortensstål som bidrar til magasinering av vann i et anlegg med lengdefall. Lokale filterløsningen har fått stor utbredelse i de nordiske tettsteder og byer. (Foto: Oslo kommune Vann- og avløpsetaten, Stockholm kommune og COWI).

Filterkanall-grøft for gater

Filterløsninger langs gater tilføres overvann typisk punktvis med gjennomløp i kantstein eller sammenhengende tilrenning over 0-vis kantstein (Figur 38 - Figur 41).



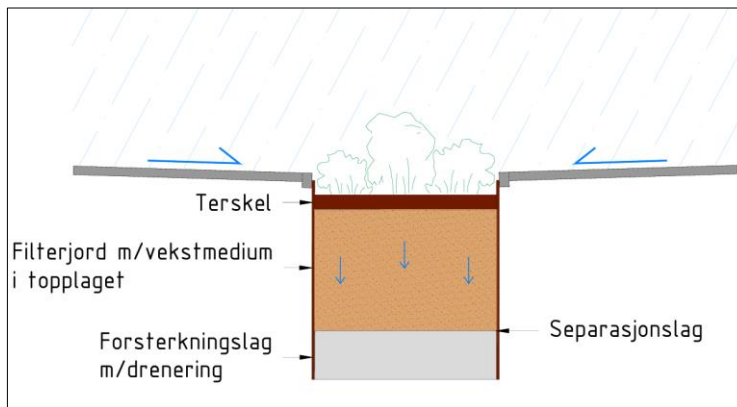
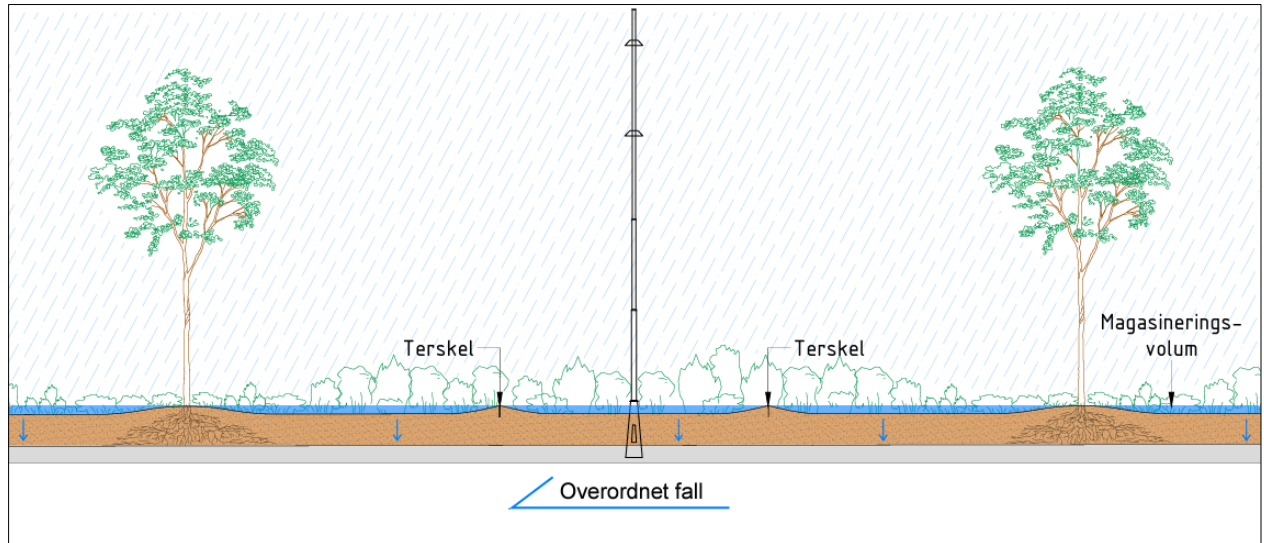
Figur 38. Langstrakt vegetasjonsdekket filterløsning/regnbødd for rensing av overvann i bygate. Løsningen både magasinerer og renser overvannet og er i tillegg flomvei ved ekstremnedbør. Filterflaten (vekstjorda) ligger nedsenket i forhold til gatenivået (fortau/kjørebane).

Venstre over; Bjørnstjerne Bjørnsons gate i Drammen (foto; Kirstine Laukli).

Høyre over; Skårersletta i Lørenskog – se snitt i Figur 39 (foto; Kirstine Laukli).

Venstre nede; Kanalveien i Bergen, renner fører vann til regnbøddene (foto; Kirstine Laukli).

Høyre nede viser bruk av terskler i kanal/regnbødd med lengdefall for å oppnå magasinerer av overvann – Iladalen i Oslo (Foto; Dronninga landskap).



Figur 39. Prinsippskisse for langsgående filterkanal/regnbed i bygate (lengde- og tverrsnitt) (Ill. COWI).



Figur 40. Eksempel på filterkanal/regnbed under høy nedbør; boliggate Våxsjö (venstre) og hovedgate i Drammen by (høyre) (Foto: Våxsjö kommune/Kirstine Laukli).



Figur 41. Eksempel på nedsenket vegetasjonsdekket filterløsning for rensing av overvann på parkeringsplass i Reykjavik (Foto; Tore Leland).

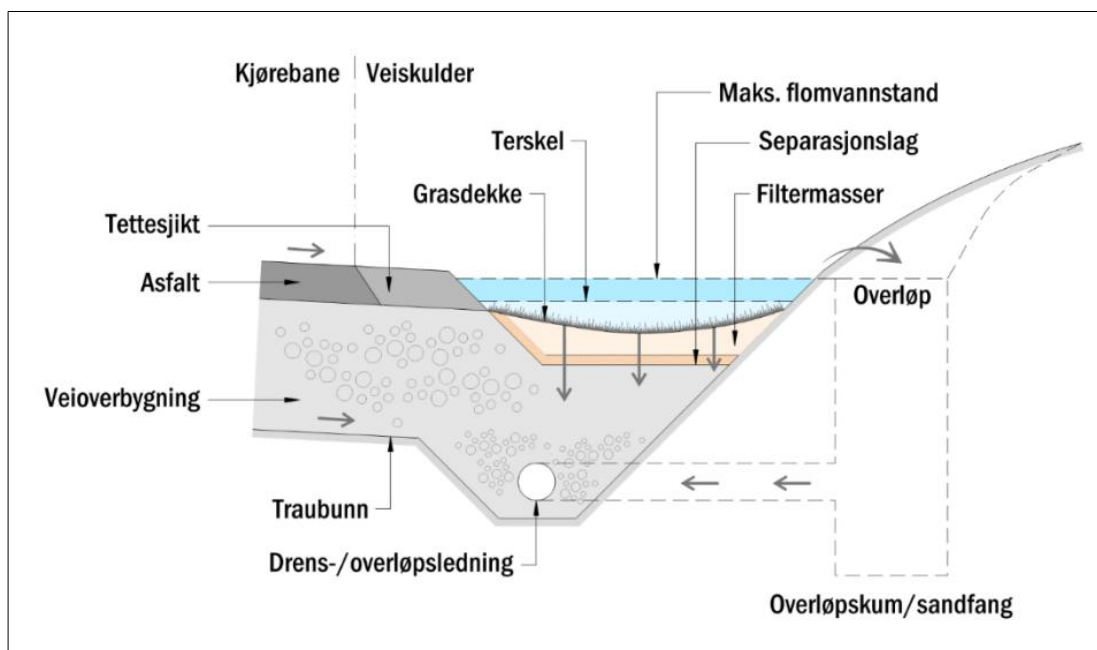
Filtergrøft for hovedveier

Filtergrøfter for rensing av overvann fra hovedveier bygges som en integrert del av veikonstruksjonen. Langs hovedveier skjer avrenningen til filtergrøft jevnt fordelt over hele veistrekningen. Grøftene skal oppfylle flere funksjoner i tillegg til rensing (multifunksjonelle grøfter); snølager, trafiksikkerhet, fallgrøft (nedfall fra fjellskjæringer), drenering av veikonstruksjonen og flomvei. I slike grøfter er den tekniske og resemessige funksjonen viktigst, mens det visuelle og naturmessige er av underordnet betydning. Tilsåing med gras er vanlig løsning. Løsningstypen har lavere overflatebelastning (tilført vann- og forurensingsmengde pr arealenhet) sammenlignet med sentrale renseløsninger som infiltrasjons- og filterbasseng.

Figur 42 viser oppbygging av filtergrøft som integrert renseløsning i veikonstruksjonen. Infiltrasjonstester i eldre filtergrøfter viser at infiltrasjonskapasiteten holder seg høy takket være tett grasvegetasjon (Figur 43). Infiltrasjonsmåling i overflaten av bunn filtergrøft langs 15 år gammel hovedvei (E6 Minnesund, ÅDT 14 300) viste en midlere hydraulisk ledningsevne på 0,20 m/time (laveste måling 0,08 m/time og høyeste måling 0,27 m/time) (Åstebøl, et al. 2010).

Dimensjonering av terskler i filtergrøft langs vei er vist i Åstebøl et al. (2022). Dimensjoneringen av tersklene skal både ivareta magasineringsvolum og infiltrasjon av dimensjonerende nedbørsvolum for rensing og gi tilstrekkelig kapasitet i grøfta til dimensjonerende flom over tersklene (Figur 44).

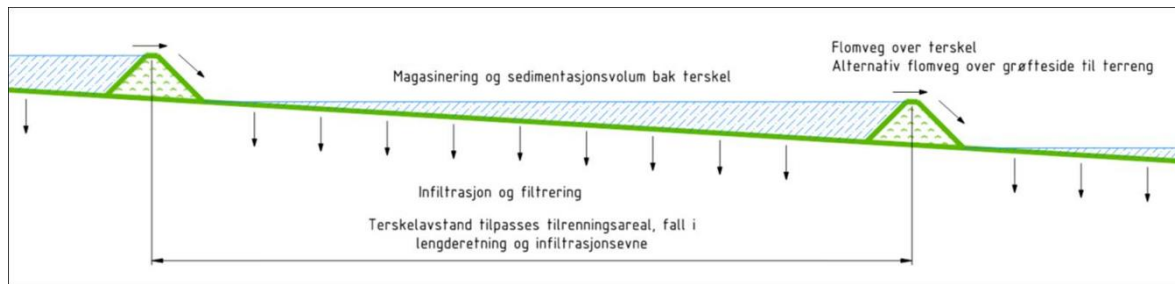
Grøftearealet (bredde/dybde/sidehelning) er bestemt av Statens vegvesen sine gjeldende krav til grøfteutforming for ulike veiklasser. Magasineringsvolumet pr terskel bestemmes av dimensjonerende regn, infiltrasjonskapasiteten, grøftetverrsnittet, terskelhøyden og lengdefallet i grøfta. Magasineringsvolumet pr terskel reduseres ved økende lengdefall, men dette kan kompenseres ved å redusere avstanden mellom tersklene.



Figur 42. Prinsipp tegning tverrsnitt av filtergrøft integrert i veikonstruksjonen for hovedvei. Lengdefall i grøft forutsetter etablering av terskler som sikrer magasinerende av dimensjonerende regn. Tykkelse filtermasselag ca 0,4 m. Separasjonslaget skal bestå av naturlige masser og ikke fiberduk pga. fare for gjentetting. Avrenning som overskrider dimensjoneringen av terskel avledes enten til sandfang/ledning, ledes på overflaten og avskjæres i lavbrekk eller ledes over grøfteside til terreng (Ill. COWI).



Figur 43. Hovedvei med infiltrasjon og rensing av overvann i filtergrøft, avrenning fra 3 kjørebane til avbildet grøft (kegler satt opp i forbindelse med pågående infiltrasjonsundersøkelse i grøfta). Terskler er ikke synlige på bildet. Forurensninger, slitasjeprodukter og støv fra veien akkumuleres i toppsjiktet i grøfta og vises som mørkfarget toppsjikt i høyre foto. Veien har vært i drift i 15 år, E6 Minnesund. (Foto: COWI).

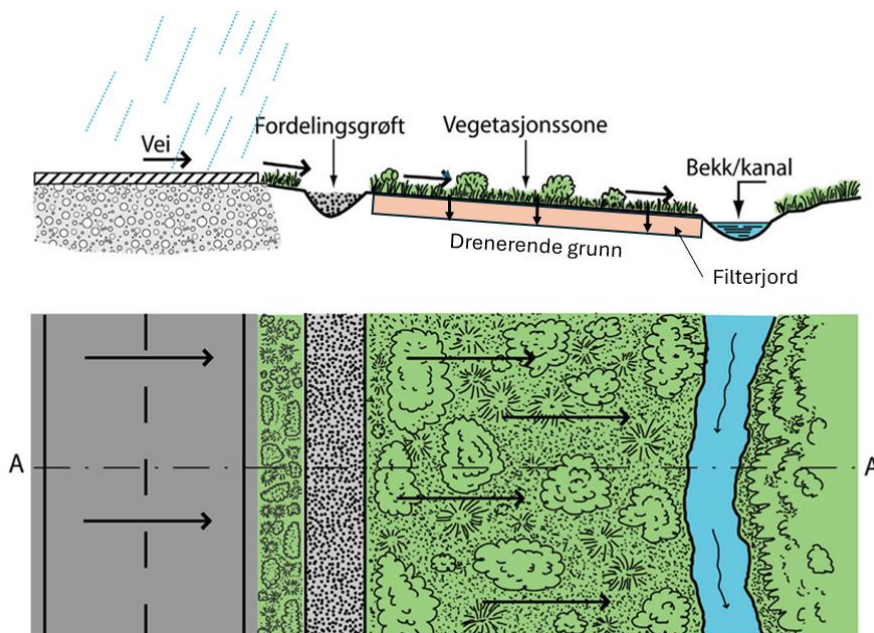


Figur 44. Prinsipp lengdesnitt for filtergrøft med terskler, magasinering av dimensjonerende nedbør, infiltrasjon og filtrering/rensing i filterjord og flomvei (Ill. COWI).

Filtersone

Et vegetasjonsdekket areal med lite fall, tilført filterjord og med drenerende undergrunnsmasser, er en type filterløsning for overvann som krever liten anleggsinnsats (Figur 45). Løsningen er omtalt som *vegetated buffer/filter strip* i litteraturen. Utfordringen med løsningen er å få til en jevn fordeling av overvann over hele vegetasjonsarealet. Vanskeligheten skyldes at vannet har lett for å samle seg i konsentrerte vannstrømmer. Filtersonen må ha et areal som sikrer infiltrasjon av alt overvann ved dimensjonerende nedbør.

Fordelingsgrøfta må sørge for jevn fordeling av overvannet til vegetasjonssonen. Det er også mulig å utforme løsningen som en kombinasjonsløsning der fordelingsgrøft bygges opp som filtergrøft. Regnmengder som overskrider magasineringskapasiteten i grøfta vil da ledes til infiltrasjon på vegetasjonsarealet. Kravene til utforming av løsningen vil være de samme som for øvrige filterløsninger. Fallet på vegetasjonssonen bør ikke overskride 15 % (FHWA, 1996). Vegetasjonssonen må være avsatt (regulert) til renseformål og der arealene er tilgjengelige for vedlikehold med mulighet for fjerning av forurensede toppmasser i fremtiden. Løsningen kan ikke benyttes for rensing av overvann på grønne arealer definert (regulert) som naturområder. Løsningen har en mer usikker renseeffekt enn de øvrige filterløsningene.



Figur 45. Prinsippskisse av filtersone bestående av vegetasjonsdekket areal med lite fall og tilført filterjord for rensing av overvann over drenerende grunn (Ill. COWI basert på FHWA, 1996).

Utforming

I Tabell 12 er viktige forutsetninger for å oppnå høy og stabil renseeffekt i lokale filterløsninger listet opp.

Tabell 12. Funksjons- og designkrav til lokale filterløsninger – regnbed, biofilter og filtergrøft.

Tema	Funksjons- og designkrav lokal filterløsning (regnbed, biofilter, filtergrøft)
Konstruksjon	Regnbed er en nedsenket vegetasjondekket flate bygd opp av tilførte filtermasser. Størrelsen på flaten er bestemt av tilrenningsarealets størrelse som ikke bør overskride 0,8 ha. Løsningen utformes for magasinering av overvann over filterflaten. Filterflaten skal være horisontal. Hellingsgrad og vannhastighet i tilrenningsarealene må hensyntas i utformingen av innløpsløsning. I filtergrøfter/-kanaler vil filterflaten ha tilsvarende lengdefall som gate/vei. Behovet for magasinering av overvann løses med etablering av terskler. Terskler i filtergrøft må være erosjonsbestandige.
Form	Et regnbed kan utformes fritt tilpasset lokal situasjon forutsatt en horisontalt filterflate. Filtergrøft har en langstrakt form langs vei/gate/p-plass/offentlig plass.
Areal og volum	For mindre felt (opptil 0,8 ha) kan regnbedet/biofilterets størrelse beregnes etter følgende formel (Paus & Braskerud, 2013): $A_{\text{regnbed}} = A_{\text{felt}} \times C \times P / (h_{\text{maks}} + K_h \times t_r)$ A_{regnbed} er regnbedets overflateareal/filteroverflaten (m²) A_{felt} er nedbørfeltets størrelse (tilrenningsarealet) (m²) C er nedbørfeltets gjennomsnittlige avrenningskoeffisient P er dimensjonerende nedbørmengde (m) med klimafaktor h_{maks} er den maksimale vanddybden før vannet går i overløp (m) K_h er filtermassens mettede hydrauliske konduktivitet (m/t) t_r er dimensjonerende varighet på tilrenningen (tilsvarer regnvarigheten for små felt) Mengden vann (Q, m³/s) som strømmer ut av regnbedet: $Q = A_{\text{inf}} \times K_h \times \frac{(h_{\text{maks}}/2 + D)}{D}$ Tid for tømning av regnbedet (t): $t = V/Q = A_{\text{inf}} \times h_{\text{maks}}/Q$ V = magasineringsvolumet (m³), D = avstanden fra infiltrasjonsflaten til grunnvannsspeilet (m). Dimensjonerende nedbørmengde kan baseres på statistikk for 95-99 % av årsnedbør med klimafaktor (tilgjengelig for nedbørstasjonene Oslo-Blindern, Bergen-Sandsli, Drammen-Marienlyst, Hamar II, Trondheim-Risvolla og Ås-Rustadskogen (Paus, 2018/Tidsskriftet VANN vannforeningen.no). For andre stasjoner kan historisk kortidsnedbør etterspørres fra Meteorologisk Institutt (klimavakten@met.no), og de dimensjonerende verdiene kan beregnes selv. Hvis denne statistikken ikke finnes kan det konservativt dimensjoneres ut fra 2-års nedbør fra lokal IVF – kurve (Norsk klimaservicesenter). Hvis de nevnte nedbørdata ikke er tilgjengelig kan first flush (10 mm nedbør) legges til grunn for dimensjonering (beregne avrenningsmengde basert på nedbør-/tilrenningsfeltets

Tema	Funksjons- og designkrav lokal filterløsning (regnbed, biofilter, filtergrøft)
	størrelse og feltets gjennomsnittlige avrenningskoeffisient) (Hvitved-Jacobsen et al., 2010). Filtergrøfter dimensjoneres etter samme prinsipp som regnbed (infiltrasjonsløsning), men her må det hensyntas lengdefall, geometrien på grøft/kanal og bruk av terskler for å magasinere overvann. Høyden og avstanden mellom terskler er bestemt av de nevnte faktorer. I tillegg må en filtergrøft ha tilstrekkelig flomkapasitet over tersklene som er tilpasset overløpsløsning til ledningsnett eller flomvei. Langstrakte løsninger med lengdefall har mindre muligheter for økt fordrøyning.
Filterjord	Anbefalinger til filterjordens sammensetning: - Jorden skal være ren og homogen - Hovedfraksjonen i filterjorda er sand (0,063 – 2 mm). Anbefalt innhold av finstoff (silt/leir, <0,063 mm) er 10 vekt-% (se kornfordelingskurve, Figur 46). Høyere finstoffinnhold gir lavere hydraulisk ledningsevne (infiltrasjonskapasitet) og gir en mer tørkesterk filterjord for vegetasjonen. Figur 46 er en kornfordelingskurve som viser vektprosenten av partikler i filterjord som funksjon av partikkelstørrelse i millimeter. X-aksen er logaritmisk og dekker området fra 0,001 mm til 10 mm. Y-aksen er lineær og dekker vektprosenten fra 0 til 100. Det er fire kurver: en blå stipulert linje for 'Fineste anbefalt', en orange stipulert linje for 'Groveste anbefalt', en grå solid linje for 'Egnet normalnedbør <1000 mm', og en svart solid linje for 'Egnet regnrikt klima'. Den grå kurven ligger mellom de to stipulerte kurvene, og den svarte kurven ligger under den grå kurven. Figur 46. Intervall for kornfordeling i filterjord (mineraljord) til regnbed/biofilter/filtergrøft/filtersone. Anbefalt kornfordeling for nedbørrike områder som på Vestlandet (sort kurve) og områder med normalnedbør <1000 mm som på Østlandet (grå kurve) (Haraldsen, 2024). - Tykkelse filterjord 0,5 – 0,8 meter for regnbed/biofilter (tilpasses type vegetasjon). 0,4 m filterjord i filtergrøft langs hovedvei med grasdekke og 0,3 m

Tema	Funksjons- og designkrav lokal filterløsning (regnbed, biofilter, filtergrøft)
	i filtersoner. Tilført mengde overvann og forurensning pr arealenhet er mindre for filtergrøft enn for regnbed/biofilter/filterbasseng. - De øvre 30 cm av filterjorda (toppjorda) tilføres 3-4 vekt-% organisk materiale/mold/humus (3 vekt-% i nedbørrike områder (som Vestlandet) og 4 vekt-% i områder med årsnedbør <1000 mm (som Østlandet). Filterjordmassen under toppjorda (dypere enn 30 cm) skal være moldfattig. Organisk materiale (mold) er både et vekstmedium for vegetasjonen og har stor evne til å binde et stort antall forurensningsstoffer. Tilsatt organisk materiale skal være næringsfattig. <u>Kompost anbefales ikke da det har høyt næringsinnhold og forårsaker lekkasje av fosfor og tungmetaller.</u> - pH bør ligge på nøytralt nivå, 6,5 – 7,5 - Hydraulisk ledningsevne (K); 0,04 - 0,3 m/time (Bergen Jensen et al., 2019) - Filterjorden skal være vegetasjonsdekket og en viktig funksjon er å motvirke nedgang i infiltrasjonskapasiteten som følge av tilslamming av filterflaten (tilført finslam med overvannet). Gras, stauder og blandede plantesystemer er gode vegetasjonsdekker med en gunstig rotutvikling. Vegetasjon fremmer også nedbrytning av visse organiske forurensninger ved å stimulere mikroorganismer i rotsonen. Opptak av forurensninger i vegetasjonen, f.eks. tungmetaller, spiller ingen avgjørende rolle for rensefunksjonen siden prosessen går for langsomt og er uvirksom i den kalde årstiden. Renseevnen kan forsterkes ved å legge inn et lag av sorpsjonsmateriale av typen karbonat-, silikat- eller metalloksydholdige materialer under toppjorda (vektjorda).
Tømmetid	Maks 24 timer. Det bør tilstrebes tømmetid i dette nivået eller kortere for å fremme plantedekke og redusere negativ effekt av tilslamming.
Forsterket rensing	Forsterket rensing oppnås med å kombinere filterjorden med et sorpsjonsmateriale. Karbonat-, silikat- eller metalloksydholdige materialer gir forsterket binding av oppløste forurensninger (tungmetaller, fosfor). Sorpsjonsmaterialet legges under 30 cm av filterjorden som er iblandet vekstmedium (organisk materiale).
Slamkasse	Filterløsningen har vanligvis direkte tilrenning fra overflaten og løsningen vil i seg selv fungere som en sedimenteringsenhet (partikler ansamles på overflaten i regnbedet). I byområder anbefales at innløpet til punktløsninger som regnbed, har en slamkasse som kan slamsuges. Dette fanger både slam og søppel og reduserer slambelastningen på filterflaten og vegetasjonen. Langs hovedveier vil mye sedimentering skje på veiskulder (i overgangssonen fra asfalt til bunn grøft). Grasdekke i veigrøfter viser i praksis en stor evne til tåle partikkeltilførsel. I filtergrøfter i gater kan det etableres en slamkasse i innløpssonen for overvann fra veibanen til filterløsningen (kanal/grøft).

Tema	Funksjons- og designkrav lokal filterløsning (regnbred, biofilter, filtergrøft)
Klima-utvikling	Dimensjoneringen må inkludere klimafaktor for fremtidig økt nedbør.
Anleggs-dybde	I byområder er dybden fra terrengoverflaten ned til filterflaten bestemt av tilgjengelig areal (magasineringsvolum) og estetiske hensyn. Dybder opp til 30 cm er praktisert i byområder. Langs hovedveier vil dybden i veigrøft være bestemt av byggekravene for vei (drenerings- og trafikksikkerhetsmessige krav).
Sidekanter og sikkerhet	Løsningene er grunne og setter derfor ikke bestemte krav til sidekanter i tettbygde strøk, men langs hovedveier er fallet på sidekanter bestemt i gjeldende byggekrav for vei.
Inn-/utløp og overløp	Vannet må ha fritt tilløp til renseløsningen via renner, åpninger i kantstein etc. Når magasineringsvolumet går fullt, må løsningen ha et definert overløp til flomvei/ledningsnett/resipient (VA/Miljøblad nr 70).
Separering av vannstrømmer, basisvannføring	I et tilrenningsområde bør overvannstilførslene separeres slik at det mest forurensede vannet renses, mens rent/lite forurensset overvann føres til resipient. Dette reduserer dimensjoneringen og arealbehovet til renseløsningen. Renseløsningen bør ikke motta basisvannføring siden det vil redusere løsningens kapasitet og rensesevne. Basisvannføring betyr tilrenning i tillegg til overvannet (tilrenning fra bekker, drens-system eller annet). Basisvannføring må avskjæres og føres utenom filteranlegget.
Grunnforhold	Løsningen setter ikke bestemte krav til grunnforhold annet enn at grunnen er stabil og ikke har høytstående grunnvann.
Vegetasjon	Beplantningen kan være tradisjonelt grøntanlegg som er skjøtselskrevende eller naturlig vegetasjonsdesign med lavt skjøtselsbehov. Vegetasjonstyper må tåle vekslende våte og tørre forhold tilpasset klimasonen på stedet og bruk av stedegne arter bør vektlegges. Erfaringer tilsier anbefaling av stauder og flerårige arter. Planter som krever mye og jevnt med fuktighet har gitt dårlige resultater. Tradisjonelle våtmarksarter (f.eks. dunkjevle) er således ikke egnet da fuktighetsforholdene ikke er tilstrekkelige. Sverdlilje og kattehale er eksempler på stauder til regnbred som er stedegne i norsk natur. Det samme gjelder sølvbunke som kan benyttes som pryddress. Blandede staudebeplantninger er særlig egnet i regnbred langs gater og veier (Laukli, 2017/2022/2024). Langs hovedveier benyttes ofte grasdekke i filtergrøfter som er svært robust for tilførsel av slam og salt og har stor evne til å opprettholde infiltrasjonskapasiteten. Stauder, busker og trær som tåler både tørre og våte vekstforhold er egnet i filtergrøfter/regnbred. Langs veier/gater må vegetasjonen også tåle salt. Ut over

Tema	Funksjons- og designkrav lokal filterløsning (regnbed, biofilter, filtergrøft)
	dette, må det tas hensyn til hardighet, fremmedarter og spredningsfare, stedstilpasning, visuelle mål for beplantningen og drift. Faktaark fra Oslo kommune om vegetasjonsbruk i åpne overvannsløsninger finnes her; Vegetasjonsbruk åpne overvannsløsninger
Drift og vedlikehold	Slamkasser må tømmes regelmessig og innløpsløsninger kontrolleres regelmessig. I byområder må både tilslamming og vegetasjonsdekke følges opp regelmessig. Gresskleddede filteranlegg er enklere å drifte enn anlegg med beplantning. Beplantede anlegg i bebygde områder krever fjerning av ugress og generell skjøtsel av vegetasjonen. Stauder krever mer vedlikehold enn busker og trær. Filterløsninger (regnbed etc.) i naturområder som beplantes med stedegne arter vil klare seg selv uten særskilt skjøtsel. Her er det viktigst å få etablert et vegetasjonsdekke som trives. Filtergrøfter langs hovedvei trenger ingen regelmessig oppfølging utover standard vegetasjonskontroll for veianlegg.
Erfaringsmessige feil-funksjoner	Typiske årsaker til feilfunksjoner er: • Feil filterjord som er enten for tett (for mye finstoff) og gjør at tømming av magasinet etter regn tar for lang tid eller at filterjorden er for grov som gir svak vegetasjonsetablering og lav rensegrad. • Filterjorden legges for høyt og magasineringsvolumet blir for lite (for mye overvann går i overløp) • Pakking av filtermassen under bygging • Feil fallforhold i innløpssonene gjør at overvannet renner forbi filterløsningen • Manglende slamfjerning og vedlikehold av vegetasjonsdekket. • Tilslamming og erosjon i filtergrøft i anleggsfasen. Terskler i filtergrøft får skader ved overløp på grunn av for svak erosjonsmotstand. Årsak er mangelfull anleggsutførelse, manglende erfaring og kontroll i byggefasen.

Renseeffekt

Det er store forskjeller i den tekniske utforming av undersøkte filtersystemer og det kan derfor være vanskelig å sammenligne tilbakeholdelse systemene imellom. Men det er god grunn til å forvente at tilbakeholdelse av spesifikke stoffer er minst like så god og trolig bedre enn den er for overvannsdamper. Tabell 13 viser et anslag på tilbakeholdelse for de samme stoffer vist for overvannsdam. Det er et mindre datagrunnlag bak tallene og for nitrogen, fosfor, COD og BOD er det antatt at filtre er like effektive som overvannsdamper siden det ikke finnes tilstrekkelig data til å gi en bedre vurdering.

Tabell 13. Renseeffekt i lokale filterløsninger (regnbed, biofilter og filtergrøft).

Stoff	Typisk innhold	Rense-grad [%]	Utløp fra filterløsning	Merknad
SS [mg/L]	90 (30-300)	90 (70-100)	9 (5-15)	Filtre er primært effektive overfor partikulært stoff og reduksjonen er derfor god hele året rundt.
Total-P [mg/L]	0,3 (0,1-0,5)	70 (60-80)	0,09 (0,05-0,2)	Partikulært fosfor utgjør oftest minst halvparten av totalfosforet. Denne delen fjernes primært ved filtrering og fjerningen er omtrent konstant hele året.
Oppløst-P [mg/L]	0,15 (0,05-0,3)	70 (50-75)	0,05 (0,03-0,1)	Oppløst fosfor fjernes primært via planteopptak om sommeren. Om vinteren vil fjerningen derfor være minst.
COD [mg/L]	55 (20-100)	45 (30-60)	30 (10-60)	COD har lav bioomsittelighet da det kommer fra jordpartikler, visne blader og lignende. Det utgjør kun en uvesentlig belastning for resipienten. Det er normalt uinteressant å se på COD i overvannsutslipp.
BOD [mg/L]	6 (2-10)	30 (20-40)	4 (1-8)	BOD ligger normalt lavt og utgjør kun en uvesentlig belastning i resipienten. BOD i overvann er derfor normalt uinteressant.
Total-N [µg/L]	2 (1-3)	40 (20-60)	1,2 (0,7-2)	Nitrogen ligger normalt lavt og utgjør kun en uvesentlig belastning av resipienten. Nitrogen i overvannsutslipp er derfor normalt uinteressant.
Total-Cu [µg/L]	15 (5-100)	85 (70-90)	3 (1-6)	En vesentlig del av kobberet er partikkelbundet og fjernes derfor sammen med det suspenderte stoffet.
Total-Zn [µg/L]	100 (50-200)	90 (80-99)	10 (2-20)	En vesentlig del av sinken er partikkelbundet og fjernes derfor sammen med det suspenderte stoffet.
PAH [µg/L]	0.2 (<0.01-2)	98% (95-100)	<0.01 (<0.01-0.1)	De fleste PAH'er knytter seg sterkt til partikler og overflater. De kan derfor forventes å bli tilbakeholdt i relativt høy grad. Det finnes ikke tilstrekkelige data til å forutsi presise rensegrader eller utløpskonsentrasjoner.
Mikroplast	Avhenger av måle-metoden	95%	Avhenger av måle-metoden	De forskjellige typer mikroplast vil tilbakeholdes med forskjellig effektivitet.

Vurdering av renseseffekt for lite dokumenterte stoffer er sammenstilt i kap. 4.3.6.

6 Kunnskapshull

Renseløsninger for urbant overvann inkludert avrenning fra veier og har vært undersøkt i et stort antall studier. For eksempel finner en ved søk i de mest anvendte databaser over vitenskapelige artikler, mange tusen publikasjoner når det søkes på begreper som «stormwater» + «pollutants» eller «stormwater» + «treatment». I tillegg finnes en stor mengde «grå» litteratur i form av for eksempel nasjonale og regionale rapporter. Søker en mere detaljert i den store mengden av litteratur som finnes på området, tegner det seg følgende bilde:

- Det er stor variasjon i det gjennomsnittlige stoffinnholdet fra forskjellige arealtyper. Det er ikke uvanlig at det gjennomsnittlige stoffinnhold for forskjellige lokaliteter varierer innenfor en dekad. Den konkrete variasjonen avhenger av det konkrete stoffet og kan for en rekke stoffer være enda større.
- Det er stor variasjon i stoffinnholdet i avrenning fra individuelle hendelser fra et gitt areale/nedbørfelt. Det er ikke uvanlig at det gjennomsnittlige stoffinnholdet for ulike regnhendelser tilsvarende varierer innenfor en dekad.
- Selv om mange studier har sett på forurensende stoffer i overvannet, har de primært sett på et begrenset antall stoffer og stoffgrupper. For hovedparten av de stoffer som det i dag er fokus på, finnes det svært få eller ingen målinger av forekomst.
- Selv om mange studier har undersøkt rensing av overvann, er kunnskapen om effektiviteten av spesifikke renseløsninger for det store antall av miljøskadelige stoffer som potensielt kan finnes i urbant overvann, svært begrenset. Mengden av undersøkelser har ikke en detaljert vurdering av innløpskonsentrasjoner, renseeffekt og utløpskonsentrasjoner. Vurdering av rensesystemers effekt overfor de mange ikke-undersøkte stoffer kan derfor kun skje kvalitativt basert på grunnleggende kunnskap om hvordan rensesystemene fungerer og grunnleggende kunnskap om egenskapene til forurensningsstoffene.

Et første skritt i å lukke kunnskapshullene er å undersøke hvilke stoffer som faktisk forekommer i overvann og tilhørende hvilke konsentrasjoner de forekommer i og med hvilken variasjon. Da det forventes at variasjonen av de mer sjeldne stofftyper er vesentlig større enn variasjonen av "allminnelige" stoffer (f.eks. kobber og sink), er det nødvendig å måle på mange urbane nedbørfelt over lang tid. Erfaringsmessig skal det måles kontinuerlig i et år eller mere for å få et tilfredsstillende bilde av utslippet fra et urbant nedbørfelt og renseeffekten i et rensesystem. Jo flere nedbørfelt og rensesystemer det måles på, jo bedre faglig sikkerhet får man for innholdet i overvannet. Som en pragmatisk avveining mellom det praktisk gjennomførbare og god statistisk sikkerhet, bør en måle på minst 10 – 20 nedbørfelt. Lokalitetene skal velges så de dekker regionale variasjoner i klima, geologi og geografi samt variasjon i belastning/arealbruk inkludert trafikkbelastning.

Målingene skal være kontinuerlige og ikke basert på stikkprøver. Dette oppnås ved å ta prøver under regn. Ideelt sett skal prøvene tas som mengdeproporsjonale prøver. Hvis dette ikke er praktisk mulig, kan en gå for et kompromiss og ta dem som tidsproporsjonale prøver mens det regner. Prøvene kan tas som blandprøver siden det er det samlede utslipp som er interessant og ikke variasjonen i konsentrasjon i den enkelte regnhendelse. Blandprøver kan for eksempel dekke 2 ukers intervaller.

For å skape bedre kunnskap om rensesystemers effekt, skal det måles på både innløp og utløp. Her kan det velges ut et antall typiske løsninger som for eksempel overvannsdam og en eller flere typer filtersystemer. Disse skal prøvetas over lengre tid gjerne minst ett år og tilsvarende måte som den ovenfor beskrevne prøvetaking av konsentrasjonene i overvannet.

7 Kilder

Al-Rubaei AM, Engstrom M, Viklander M, Blecken G (2016). Long-term hydraulic and treatment performance of a 19-year old constructed stormwater wetland finally-maturated or in need of maintenance? *Ecological Engineering*, 95:73-82.

Barraut S, Dechesne M, Bardin J-P, Varnier J-C (2005). Statistical analysis of pollution in stormwater infiltrasjon basins. *Water Science and Technology*, 51(2): 1-9

Berbee RPM, Rijs GBJ, de Brouwer MW (1996). Behandeling avstromenn wegwater van snelwegen. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat. The Netherlands.

Bergen Jensen M., Markussen H., Engelund Holm P., (2019). Filterjord – erfaringer og status i DK 2019. IGN rapport, Københavns Universitet, Institutt for Geovidenskab og Naturforvaltning, Frederiksberg.

Beryani A, Furén R, Österlund H, Tirpak A, Smith J, Dorsey J, Winston RJ, Viklander M, Blecken G-T (2024). Occurrence, Concentration, and Distribution of 35 PFASs and Their Precursors Retained in 20 Stormwater Biofilters. *Environmental Science & Technology*, 58(32): 14518-14529

Blecken G, Lange K, Beryani A, Furén R, Österlund H, Flanagan K, Viklander M (2024). Dagvattenbiofilter och regnbäddar – rening och ackumulering av föroreningar – Resultat av fältstudier i Malmö, Växjö, Stockholm och Sundsvall. *Svensk Vatten Utveckling, Rapport nr. 2024-17*.

Clary J, Jones J (2017). International Stormwater BMP Database – 2016 SUMMARY STATISTICS. Water Environment & Reuse Foundation. ISBN: 978-1-94124-285-8, downloadable from www.bmpdatabase.org

Direktoratsgruppen vanndirektivet (2018). Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. www.vannportalen.no, versjon 15.10.2020. 227 s.

Debo TN, Reese A (2003). *Municipal Stormwater Management*, Second Edition. CRC press, Print ISBN: 978-1-56670-584-4

Dechesne M, Barraut S, Bardin J-P (2004). Indicators for hydraulic and pollution retention assessment of stormwater infiltrasjon basins. *Journal of Environmental Management*, 71: 371-380

Dibiasi CJ, Li H, Davis AP, Ghosh U (2009). Removal and fate of polycyclic aromatic hydrocarbon pollutants in an urban stormwater bioretention facility. *Environmental Science and Technology*, 43(2): 494-502

Egemose S, 2028. Removal of particulate matter and phosphorus in sand filters treating stormwater and drainage runoff: a case study. *Urban water journal*, 15(4), 388-391.

EU Life-Treasure (2009). Funktion, dimensionering og drift av våde bassiner for videregående rensing av avstrømmet regnvann i byer. *Teknisk Veiledning*.

Fairbairn, D. J., Elliott, S. M., Kiesling, R. L., Schoenfuss, H. L., Ferrey, M. L., Westerhoff, B. M. (2018). Contaminants of emerging concern in urban stormwater: Spatiotemporal patterns and removal by iron-enhanced sand filters (IESFs). *Water Research*, 145, 332-345.

FHWA (1996). Evaluation and management of highway runoff water quality, US Federal Highway Administration, Publication No. FHWA-PD-96-032, pp 457.

Flanagan, K., Branchu, P., Boutahmane, L., Caupos, E., Demare, D., Deshayes, S., Dubois, P., Meffray, L., Partibane, C., Saad, M., Gromaire, M. (2019). Retention and transport processes of particulate and dissolved micropollutants in stormwater biofilters treating road runoff. *Science of the Total Environment*, 656, 1178-1190.

Furen R, Flanagan K, Winston RJ, Tirpak RA, Dorsey JD, Viklander M, Blecken G-T (2022). Occurrence, concentration, and distribution of 38 organic micropollutants in the filter material of 12 stormwater bioretention facilities. *Science of The Total Environment*. 846: 157372

Fronczyk J (2017). Artificial road runoff water treatment by a pilot-scale horizontal permeable treatment zone. *Ecological Engineering* 107:198-207.

Haraldsen, T.K. (2024). Beskrivelse av regnbedjord (Revidert november 2024). Statens vegvesen. Notat.

Haselbach L, Poor C, Tilson J (2014). Dissolved zinc and copper retention from stormwater runoff in ordinary portland cement pervious concrete. *Construction and Building Materials* 53:652-657.

Hatt, B. E., Fletcher, T. D., Deletic, A. (2009). Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *Journal of Hydrology*, 365(2-3), 310-321.

Holmes RR, Hart ML, Kevern JT (2017). Enhancing the ability of pervious concrete to remove heavy metals from stormwater. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment* 3(2): 04017004.

Hvitved-Jacobsen T, Vollertsen J, Haaning Nielsen A, 2010: Urban and Highway Stormwater Pollution. Concepts and Engineering. CRC Press/Taylor & Francis Group, pp 347, ISBN: 978-1-4398-2685-0.

ilu AG (2016a). Leistungsprüfungen und Funktionskontrollen 2010-2015. Zusammenfassung. SABA Chlosterschür – N01/05 Baden – Spreitenbach. ilu AG, Ingenieure, Landschaftsarchitekten, Umweltfachleute. Switzerland.

ilu AG (2016b). SABA Chlosterschür und Neuwiesen. Leistungsprüfungen und Funktionskontrollen, Gesamtbericht. ilu AG, Ingenieure, Landschaftsarchitekten, Umweltfachleute. Switzerland.

Ivanovsky, A., Belles, A., Criquet, J., Dumoulin, D., Noble, P., Alary, C., Billon, G. (2018). Assessment of the treatment efficiency of an urban stormwater pond and its impact on the natural downstream watercourse. *Journal of Environmental Management*, 226, 120-130.

Laukli, K., Vinje, H., Haraldsen, T.K., Vike, E., (2022). Plant selection for roadside rain gardens in cold climate using real-scale studies of thirty-one herbaceous perennials. *Urban Forestry & Urban Greening* 78 (2022) 127759. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127759>

Laukli, K. (2017). FoU Lokal overvannshåndtering langs veg og gate. Statens vegvesen rapport nr. 393.

Laukli, K. (2024). Regnbed langs veg og gate i nordisk klima. Utforming og vegetasjon. Doktoravhandling, NMBU; 2024:68.

Laukli, K. (2024). Regnbedbeplantning i gatemiljø – tilfeldig eller villet estetikk ? Arkitektur årgang nr 2, nov. 2024, s.98 – 107.

LeFevre GH, Paus KH, Natarajan P, Gulliver JS, Novak PJ, Hozalski RM (2015). Review of Dissolved Pollutants in Urban Storm Water and Their Removal and Fate in Bioretention Cells. Journal of Environmental Engineering, 141(1): 04014050-1

Lindholm, O. (2004). Miljøgifter i overvann fra tette flater. Litteraturstudium. NIVA rapport LNR 4775-2004.

Liu J and Borst M (2018). Performances of metal concentrations from three permeable pavement infiltrates. Water Research 136:41-53.

Lundberg L., Galfi H., Nivert G., Polo S., Lindh J.,(2019). A large-scale mitigation strategy for urban stormwater pollution to meet European standards. Sustainable Waste and Water, City of Gothenburg, Sweden.

Maillard E and Imfeld G (2014). Pesticide mass budget in a stormwater wetland. Environmental Science & Technology 48(15, SI):8603-8611.

Minnesota Pollution Control Agency (2024). Minnesota Stormwater Manual. <https://stormwater.pca.state.mn.us/>

Misteli M (2018). Funktionsprüfung SABA A1, 6-Spur Ausbau Härkingen Wiggertal. SABA 0, SABA 1, SABA 2 und SABA 5. September 2015 - Oktober 2017. Bundesamt für Strassen ASTRA, Abteilung Strasseninfrastruktur Ost, Switzerland.

Muthanna TM, Viklander M, Blecken G, Thorolfsson ST (2007). Snowmelt pollutant removal in bioretention areas. Water Research 41 (2007) 4061 – 4072.

Muthanna TM, Viklander M, Gjesdahl N, Thorolfsson ST (2007). Heavy Metal Removal in Cold Climate Bioretention. Water Air Soil Pollut (2007) 183:391–402.

National Library of Medicine. Data om oktanol-vann likevektskoeffisient, K_{ow} , for kjemiske stoffer. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/>

NCCS. 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. NCCs report no. 2/2015.

Paus, K. H. (2018). Forslag til dimensjonerende verdier for trinn 1 i Norsk Vann sin tre-trinns strategi for håndtering av overvann. Vann 01-2018.

Paus, K.H. og Braskerud, B.C. (2013): Forslag til dimensjonering og utforming av regnbed for norske forhold. Vann nr 1, 2013.

Paus K.H., Åstebøl S.O., Robba S., Clavier K., Stange R. (2016). Vegetasjonsbruk ved åpen overvannshåndtering. Temablad; Oslo kommune, blågrønne overvannsløsninger.

Pazeller A, Steiner M, Rutz F, Honauer BK (2017). Vergleich der Eignung von bewachsenen Boden- und Sandfiltern zur Reinigung von Strassenabwasser (Comparison of different vegetated soil and sand filters for treatment of road runoff). Forschungsprojekt VSS 2011/204 auf Antrag des Schweizerischen Verbandes der Strassen- und Verkehrsfachleute (VSS). Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK. Bundesamt für Strassen. Switzerland

Petterson, T.J. (1996): Pollution Reduction in Stormwater Detention Ponds. Fields studie and motelling experiments. VA-teknik Chalmers. Report 1996:3, 70 pp.

Pettersson, T.J.R., J. German and G. Svensson (1999), Pollutant removal efficiency in two stormwater ponds in Sweden. In: I.B. Joliffe and J.E. Ball, Proceedings of the 8th International Conference on Urban Storm Drainage, Sydney, Australia, August 30 – September 3, 1999, 866-873. ISBN 0-85825718-1.

Pramsten J. (2021). Dimensionering av biofilter och regnbåddar för dagvattenrening. Stockholm vatten och avfall, rapport 20MB1444/p.nr. 600346..

Ranneklev S.B., Correll Jensen T., Lyche Solheim A., Haande S., Meland S., Vikan H., Hertel-Aas T. og Wike Kronvall K. (2016). Vannforekomstens sårbarhet for avrenningsvann fra vei under anlegg og driftsfasen. Statens vegvesen rapport 597/NIVA rapport L.NR. 7029-2016.

Rasmussen LA, Liu F, Klemmensen NDR Lykkemark J, Vollertsen J (2023). Retention of Microplastics and Tyre Wear Particles in Stormwater Ponds. Water Research, 120835. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120835>.

Rathnaweera SS, Eilen A Vik, Manamperuma LD, Åstebøl SO, Hoel E (2024). Long-Term Assessment of Filter Material for Treating Road Runoff in Roadside Trenches in Cold Climate (in prep., will be submitted to the IWA journal Water Practice & Technology).

Rise Gregersen E., Gaaserud Pettersen I., Nordang Bye F. (2015). Rensebasseng i Region sør. Tilstandskartlegging 2015. Statens vegvesen rapport nr 650.

Schmitt, N., Wanko, A., Laurent, J., Bois, P., Molle, P., Mose, R. (2015). Constructed wetlands treating stormwater from separate sewer networks in a residential Strasbourg urban catchment area: Micropollutant removal and fate. Journal of Environmental Chemical Engineering, 3(4, A), 2816-2824.

Sebastian C, Barraut S, Gonzalez-Merchan C, Perrodin Y, Visiedo R (2014). Stormwater retention basin efficiency regarding micropollutant loads and ecotoxicity. Water Science and Technology 69(5):974-981.

Shrestha, P., Hurley, S. E., Wemple, B. C. (2018). Effects of different soil media, vegetation, and hydrologic treatments on nutrient and sediment removal in roadside bioretention systems. Ecological Engineering, 112, 116-131.

Sondre Meland, Tania Gomes, Karina Petersen, Johnny Håll, Espen Lund, Alfild Kringstad, Merete Grung (2019). Road related pollutants induced DNA damage in dragonfly nymphs (Odonata, Anisoptera) living in highway sedimentation ponds. www.nature.com/scientificreports/

Sondre Meland, Zhenhua Sun, Ekaterina Sokolova, Sebastien Rauch, John E Brittain (2020). A comparative study of macroinvertebrate biodiversity in highway stormwater ponds and natural ponds. Science of the Total Environment <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140029>

Sundal A., Gjesdal A., Åstebøl S.O. (2019). Kartlegging av landkilder, Store Lungegårdsvann. Mulige kilder til ny tilførsel av miljøgifter fra land til sjø. Rapport til Bergen kommune, prosjekt «Renere Havn Bergen».

Statens vegvesen (2018). Lærebok. Drenering og håndtering av overvann. Rapport nr 681.

Statens vegvesen (2020). Veileder V240 Vannhåndtering.

Steiner M and Gosse P (2009). Monitoring SABA Attinghausen. Schlussbericht. WST21. MWST-Nr 644716

Storhaug R., Åstebøl S.O. (2015). Avrenning av miljøgifter fra tette flater til Indre Oslofjord. Litteraturstudium. Rapport til Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord.

VA-Miljøblad (2015). Overvannsdammer. Beregning av volum Nr. 69.

VA-Miljøblad (2006). Innløps- og utløpsarrangement ved overvannsdammer. Nr 70.

VA-Miljøblad (2007). Utforming av overvannsdammer. Nr 75.

VA-Miljøblad (2015). Beregning av utslipp av miljøgifter til vannforekomster. Nr 114.

Vollertsen J, Hvitved-Jacobsen T, Nielsen AH, Gabriel S (2012). Våte bassenger til rensing av separat regnvann – Baggrunnsrapport. Aalborg Universitet og Orbicon A/S, <https://www.separatvand.dk/>.

Vollertsen J, Åstebøl SO, Coward JE, Fageraas T, Nielsen AH, Hvitved-Jacobsen T (2009). Performance and Modeling of a Highway Wet Detention Pond Designed for Cold Climate. Water Quality Research Journal of Canada, in 44(3): 253–262, <https://doi.org/10.2166/wqrj.2009.027>

Vollertsen, J. (2018a). Veiledning til beregningsprogrammet WDP 3.0 “Wet Detention Pond” vann- og stoffbalanse for ulike bassengtyper ut fra historiske regnserier, www.separatvand.dk, Aalborg Universitet.

Vollertsen J, Nielsen KK, Alst NV (2018b). Etablering av filteranlegg til etterpolering av veivann (establishment of a filtersystem for polishing of road runoff). Trafik & Veie, 2018(5): 52-55.

Vollertsen J, Nielsen KK, Alst NV (2018c). Driftserfaringer med filteranlæg til etterpolering av veivann (operational experience with a filtersystem for polishing of road runoff). Trafik & Veie, 2018(5): 56-58

Vollertsen J., Stephansen D.A., Nielsen A.H., Pedersen A.F., Lockwood E. (2019). PROPER – Road runoff Pollution management and mitigation of environmental Risks. WP3 – Sustainable assessment of measures and treatment systems for road runoffs. Task 3.1. Literature Review on Blue-Green Treatment Solutions. Conference of European Rirectors of Roads (CEDR).

Walaszek, M., Bois, P., Laurent, J., Lenormand, E., Wanko, A. (2018a). Micropollutants removal and storage efficiencies in urban stormwater constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 645, 854-864.

Walaszek M, Del Nero M, Bois P, Ribstein L, Courson O, Wanko A, Laurent J (2018b). Sorpsjon behavior of copper, lead and zinc by a constructed wetland treating urban stormwater. *Applied Geochemistry* 97:167-180.

Winiarski T, Bedell J-P, Delolme C, Perrodin Y (2006). The impact of stormwater on a soil profile in an infiltration basin. *Hydrogeology Journal*, 14(7): 1244–1251

Wium-Andersen, T., A.H. Nielsen, T. Hvitved-Jacobsen, N.K. Kristensen, H. Brix, C. Arias and J. Vollertsen (2012), Sorption media for stormwater treatment – a laboratory evaluation of five low-cost media for their ability to remove metals and phosphorus from artificial stormwater, *Water Environment Research*, 84, 605-616.

Zhenhua Sun, Ekaterina Sokolova, John E. Brittain, Svein Jakob Saltveit, Sebastien Rauch & Sondre Meland (2019). Impact of environmental factors on aquatic biodiversity in roadside stormwater ponds. www.nature.com/scientificreports/

Åstebøl, S.O. , Coward, J.E. (2004). Overvåkning av rensebasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo, 2003 – 2004. Statens vegvesen rapport nr. UTB 2005/02.

Åstebøl, S.O. (2007). Utforming av overvannsdammer. VA-Miljøblad nr. 75.

Åstebøl, S.O., Simonsen, Ø., Nordahl, H., Moldestad, K. (2008): Infiltrasjon av overvann i grøft. Rapport utarbeidet for Statens vegvesen Region øst, E6-prosjektet Gardermoen – Biri.

Åstebøl, S.O., Dalen, H., Henninge, L.B. og Vollertsen, J. (2021). Forurensinger i overvann fra urbane flater – vannmiljømål og rensetiltak. Norsk Vann rapport B27/2021.

Åstebøl, S.O. & Sundberg J. (2010): Undersøkelse av infiltrasjon og forurensing i vegggrøft. Rapport utarbeidet for Statens vegvesen Region øst, E6-prosjektet Gardermoen – Biri.

Åstebøl, S.O., Hvitved-Jacobsen T., Simonsen, Ø., Østeraas, T. (2007). Rensing av overvann i byområder – kompakte renseløsninger. Statens vegvesen rapport nr. UTB 2007/2.

Åstebøl, S.O., Hvitved-Jacobsen T. og Vollertsen J. (2010). Rensing av overvann fra vei i fremtidens klima, 2071 – 2100. Statens vegvesen rapport nr. 2573.

Åstebøl, S.O., Kjølholt, J., Hvitved-Jacobsen, T., Berg, G. og Saunes, H. (2012). Beregning av forurensing fra overvann. Rapport til Klima- og forurensingsdirektoratet (nå Miljødirektoratet), 70 s.

Åstebøl, S.O., Hvitved-Jacobsen T., Kjølholt J. (2011). Veg og vannforurensning – en litteraturgjennomgang og identifisering av kunnskapshull. Statens vegvesen VD rapport 46-2011.

Åstebøl S.O., Hvitved-Jacobsen, T., Trandem, J. (2012). Nytt rensetrinn i Vassum rensebasseng – mulighetsstudie. Rapport utarbeidet for Statens vegvesen Region øst, NORWAT rapport nr. 201.

Åstebøl S.O., Paus K.A., Robba S., Ulland V., Lausund E. (2013). Tilstanden til rensebassenger i Norge. Staten vegvesen rapport nr. 212

Åstebøl, S.O. & Hvitved-Jacobsen, T. (2014). Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging. Rapport utarbeidet for Statens vegvesen, rapport nr. 295.

Åstebøl S.O., Ulland V., Hoven L.E., Abbass A., (2022). Tilstand rensebasseng langs E6 i Østfold. Rapport til Statens vegvesen.

Åstebøl, S.O., Mølmann E., Holmsberg T., Trandem J., (2022). Rensetiltak for overvann fra vei. Utforming og dimensjonering. Rapport til Statens vegvesen Vegdirektoratet.