

Vertikalstrøms våtmarksfilter for å rense avløpsvann fra overløp i byer

Av Bent C. Braskerud og Anette Åkerstrøm

Bent C. Braskerud (Ph.D) er sjefsingeniør i Oslo kommune, Vann og avløpsetaten.

Anette Åkerstrøm (Ph.D) er overingeniør i Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten.

Summary

Constructed wetlands, a possible way for combined sewer overflow treatment in cities. During heavy rain fall there will be an overload on the sewer system because wastewater and storm water run in same pipe (combined sewers). This is to remove excess water through a combined sewer overflow (CSO). Overflows lead to the loss of untreated wastewater to waterways, lakes, and seas with consequences for aquatic life and bathing opportunities. Separating the combined sewers with new stormwater pipes is expensive. An alternative is therefore to establish constructed wetlands at critical CSOs to remove pollutants and protect the receiving waterbody. This method has been used extensively for several decades in Germany, France, and Italy, with good results. This article reviews literature from these countries and seeks to suggest how such facilities can be used in Norway.

Sammendrag

Der spillvannet går i samme rør som overvannet fra gater (AF-ledninger), vil det ved styrtregn bli en overbelastning i systemet slik at overskuddsvannet må fjernes gjennom overløp. Overløp fører til tap av urensset avløpsvann til vassdrag og sjø med negative følger for akvatisk liv og bademuligheter. Å separere AF-ledningene med nye overvannledninger er kostbart. Et alternativ

er derfor å redusere konsekvensene ved overløpsdrift ved å etablere vertikalstrøms våtmarksfilter som renseprosess ved noen kritiske overløp. Dette er gjort i stor stil i Tyskland, Frankrike og Italia, med gode resultater. Denne artikkelen gjennomgår litteratur fra disse landene og søker å foreslå hvordan slike anlegg kan benyttes i Norge.

Innledning

Hvorfor overløpsdriften må reduseres

Oslo har 820 km med avløpsfellesledninger (AF-ledninger). Det vil si at overvann og avløpsvann renner i samme ledning. Over 200 overløp skal forhindre at avløpsvannet stuver seg opp i ledningene, noe som kan føre til kjelleroversvømmelser.

Overløpene har utslipp til nærmeste vassdrag. Store og/eller hyppige overløp har en betydelig negativ påvirkning på vassdraget. På kort sikt kan det potensielt gi akutte toksiske effekter som skyldes høye ammonium konsentrasjoner og tilslamming fra organisk stoff. Den økte vannføring under overløpsutslippet gir erosjon og mekanisk stress. Overløpet inneholder både bakterier og virus, avløpsløp og kan gi lukt. På lengre sikt kan det også endre morfologien til elven/bekken, og forringe vannmiljøet gjennom eutrofiering (Uhl og Dittmer, 2005). Oslo har

6 elver med økologisk tilstandsgrad dårlig eller svært dårlig. Derfor jobber Oslo kommune systematisk med å redusere overløp og lekkasjer, og ønsker å finne nye løsninger for rensing av overløp.

Hva inneholder overløpsvannet

Overløpene er en blanding av overvann fra tette flater og avløpsvann fra husholdninger og næring. Avløpsvannet inneholder i hovedsak organisk stoff, nitrogen og fosfor, men også rester fra husholdningsprodukter og mikroforurensinger som legemiddelrester. Overvann inneholder typisk ganske store mengder av partikler, sand og grus. Overvannet kan også ha høye konsentrasjoner av metaller, oljeforbindelser, PAH, salt, næringssalter, organiske miljøgifter og mikroplast (Norsk vann rapport, 2001).

Beregninger av forurensingsbelastningen fra overløpsutslipp gjøres med tanke på at spillvannet er fortennet med overvann. Den faktiske forurensingen fra overløp kan likevel være betydelig større. Dette skyldes partikler og slam sedimenterer i ledninger som har en lav selvrensende effekt, og som spyles ut som sjokk-utslipp i regnværperioder (Lindholm, 2011). En tidligere studie i Malmø har vist at 80 – 90 % av det organiske stoffet og fosforet kom fra re-suspenderte røravlagringer (Hogland m.fl., 1986). *First-flush* effekten kan derfor være betydelig større fra overløp fra AF-ledninger sammenlignet med kun overvannsutslipp.

Forslag til nytt avløpsdirektiv

I forslag til nytt EU-avløpsdirektiv er det krav om å lage forvaltningsplaner for å redusere overløpsutslipp. Planene skal ha som mål å fase ut overløpsutslipp gjennom separering. Den totale overløpsmengden skal ikke overstige 1 % av avløpsmengden beregnet ved tørrvær. Det skal ellers kunne vises til at overløpsutslipp har god kvalitet og ikke har negativ effekt på det ytre miljø. Man skal hindre at rent regnvann kommer inn i avløpsledningene gjennom grønne løsninger, effektivisere driften og utnytte kapasiteten i ledningene med evt. fordrypningsbassenger. Det siste tiltaket er å redusere de negative effektene

ved å installere rensing av overløpet. Her nevnes våtmarksfilter som et eksempel på et rensiltak. Det er ofte urealistisk å separere alle fellesledninger. Derfor kan det forventes at det alltid vil være overløpssituasjoner. Uten tiltak kan det forventes at overløpene øker i takt med økende nedbør som følge av klimaendringer.

Våtmarksfilter er en teknikk som brukes for å rense avløpsvann ved hjelp av naturlige prosesser. Våtmarksfilter består av et område som er fylt med planter og jord, og som kan absorbere og filtrere avløpsvannet før det renner ut i naturen, på en miljøvennlig og effektiv måte.

Mål med artikkelen

Oslo kommune har mål om at Oslo skal være en grønn og levende by. Oslo skal ha en overvannshåndtering som ivaretar miljøet og sikrer god økologisk og kjemisk tilstand i vannforekomstene. Videre har VAV mål om nullutslipp av urensset avløpsvann til vassdrag og fjord.

Hensikten med denne artikkelen er å vise hvilke muligheter konstruerte våtmarker har for å rense overløp. Er dette en teknologi Oslo og andre norske byer vil prøve, slik at vi sammen kan utvikle teknologien for norske forhold?

Metode

Undersøkelsen baserer seg på litteratursøk. I tillegg har vi kontaktet enkelte forfattere av denne litteraturen og andre fagfolk innen sektoren. Disse har gitt oss tilgang på foredrag, bilder og direkte kommunikasjon via e-post.

Resultater og diskusjon

Bruk av vertikalstrøms våtmarksfilter for å håndtere overløpsvann (VVO) har ifølge Dittmer m.fl. (2016), pågått siden 1988 i Tyskland, som pr i dag har flere hundre anlegg i funksjon i Tyskland. Det samme gjelder Frankrike og Italia (Meyer m.fl., 2013), og viktige erfaringer er derfor tilgjengelig. Vi vil presentere noen av disse i denne delen av artikkelen.

Generell oppbygging av en VVO

VVO har ofte en utforming slik figur 1 viser. Vannet fordeler seg over overflata og infiltrerer

gjennom et tilpasset filtermedium med rensesvirkning. Renset vann tas ut gjennom drenering i bunnen av anlegget og ledes ut til resipient. Det må alltid være et overløp fra overflatebassenget (*retention basin*) i tilfelle vannmengdene som tilføres overstiger anleggets kapasitet.

Innløpsanordning

I AF-ledninger transporteres ofte store mengder partikler som kan redusere infiltrasjonen i filtermediet. Filtermedier laget for å binde fosfor og andre forurensinger vil derfor over tid bruke opp sin bindingskapasitet. Levetiden kan imidlertid forlenges betydelig dersom det etableres en forbehandling i et anlegg som er lett å drifte (Vohla m.fl., 2011, og Rizzo m.fl., 2020). I figur 1 er en slik installasjon indikert. Det finnes flere mulige løsninger. Vi vil imidlertid ikke gå inn på det temaet i denne artikkelen, fordi det fortjener en egen artikkel og tilhører den «grå» delen av et VA-system.

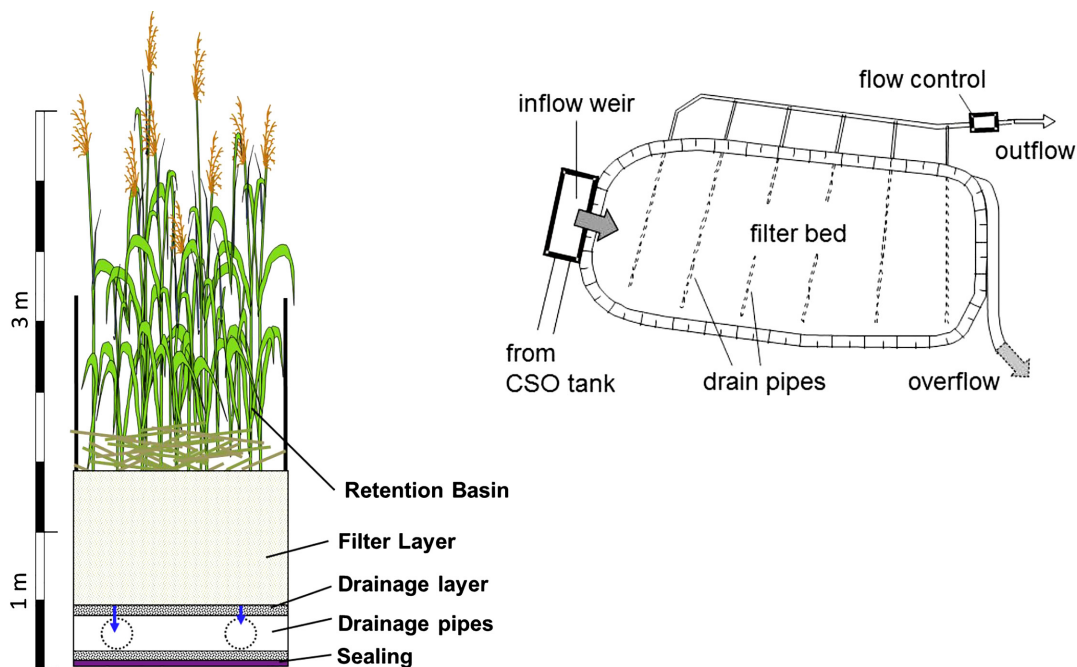
Ofte vil overløpsvannet komme som korte og intense pulser. For å hindre erosjon i filtermaterialet og kortslutningsstrøm på overflata, kan

det være ønskelig å lede vannet inn i anlegget slik at det fordeler seg over hele overflata. Dette gjøres for fangdammer (konstruerte våtmarker) i landbruksbekker (Braskerud, 2002).

Overflatebassengets størrelse

Det er ofte vanskelig å beregne nødvendig størrelse på et VVO-anlegg, siden kunnskapen om overløpsmengende kan være veldig usikre. Av den grunn har det vært en tendens til at anleggene har blitt overdimensjonerte i Tyskland, med tørkestress for vegetasjonene som en konsekvens (Meyer m.fl., 2013). Dittmer m.fl. (2016) oppgir 1% av nedbørfeltets tette (impermeable) areal som en tommelfingerregel. Arealkravet kan gjøre det vanskelig å finne egnet plass i en by. Det betyr at tiltak som kan minske arealbehovet uten å redusere renssevnen må utvikles. I Oslo har vi funnet flere potensielle steder.

I Frankrike anbefales at den årlige hydrauliske belastningen ikke overstiger $100 \text{ m}^3/\text{m}^2$ (Rizzo m.fl., 2020). I andre land er anbefalingen under $40 \text{ m}/\text{år}$, med mulighet for høyere for ekstremt våte år.



Figur 1. Prinsippskisse av en våtmark med takrør (reed) som mottar overløp fra avløp felles. En utløpsanordning (flow control) bestemmer avrenningshastigheten fra anlegget (Dittmer m.fl., 2016, med tillatelse).

Det er laget flere modeller som søker å bistå i god dimensjonering. Ifølge Meyer m.fl. (2013) blir en kombinasjon av forurensnings belastning og hydraulisk last viktige inngangsparametere. Det er imidlertid knyttet stor usikkerhet til begge. Meyer og Dittmer (2014) har laget en modell tilpasset den tyske VVO-varianten. Flere modeller er beskrevet i Rizzo m.fl. (2020).

Valg av vegetasjon

Vegetasjon er en viktig komponent i alle konstruerte våtmarkssystemer. Det er gjort en rekke forsøk som viser vegetasjonens betydning for renseevnen. Beral m.fl. (2023) oppsummerer funksjonen som vegetasjon kan ha i bioretensjonssystemer:

- Fjerne olje og fett, partikler og sporstoffer.
- En del organiske stoffer som PAH kan brytes ned i rhizosfæren (området rundt røttene).
- Styrket tilbakeholding av fosfor og nitrogen (kan variere fra lekkasje til sterk tilbakeholding).
- Vannvolumet reduseres gjennom fordamping
- Rotutviklingen holder oppe infiltrasjonen i filtermediet.

Klima, karakteristika ved nedbørfelt og overløpstid og -mengde varierer imidlertid betydelig, slik at behovet for mer stedspecifikk kunnskap vil være nødvendig. Beral m.fl. (2023) gjennomførte et stort karforsøk med 4 morfologisk forskjellige arter, og sammenlignet disse mot filter uten vegetasjon. Resultatene viste at fjerning av næringsstoffer henger sammen med fordamping. I vekstsesongen varierte fordampingen fra 0,7-1,7 mm/d, noe som tilsvarte 19-46% av tilført vann. Artene med størst bladmasse og rotvolum gav størst fordamping, og følger rangeringen busk=siv>iris>gress>uplantet. Ofte var dette også rekkefølgen på fjerning av næringsstoffer. Fordampingen i dette forsøket er likevel betydelig lavere enn hva andre har målt i forsøk på friland; 4,2-7,7 mm/d.

Ifølge Dittmer m.fl. (2016) er takrør (*Phragmites australis*) en foretrukket plante i Tyskland. Den tilhører gressfamilien og kan bli over 3 m høy. Ifølge Artsdatabanken er den rødlistet som

«livskraftig». Takrør tåler tørke og sjokkbelastning av forurensinger, og kan som mange andre arter, beskytte overflate mot erosjon (Kearney, 2019). I litteraturgjennomgangen vi har gjennomført, er takrør den eneste omtalte planten (Rizzo m.fl. 2020). Vi mener at et større mangfold trolig ville lage et mer robust anlegg, med høyere biologisk diversitet.

Oppbygging av filtermediet

Rizzo m.fl. (2020) mener godt sortert grov sand (0,63-2 mm) blir anbefalt i Tyskland. Filtermediet blir iblandet inntil 20% kalkstein. Etter noen få overløpsepisoder, vil en biofilm utvikle seg i filtermediet som vil øke renseseffekten. Vanlige infiltrasjonsrater ligger mellom 3,6 og 11 cm/t, og tysk veiledning anslår ca. 0,02 L/(s*m²) som normalt ifølge Bachmann-Machnik m.fl. (2018).

I Canada er et vanlig dimensjoneringskriterium at tilført vann skal ha infiltrert biologiske rensesystemer i løpet av 48 timer for å unngå stagnert vann (Beral m.fl., 2023).

Det er viktig å redusere avrenning av fosfor (P) til ferskvannsforkomstene. Fosfor fjernes først og fremst gjennom bindingsprosesser der Ca, Fe og Al er involvert (Vohla m.fl., 2011). Artikkelen går igjennom en mengde naturlige, menneskelagde og bi-produkter fra industrien som kan binde fosfor. pH er gjennomgående høy; 8-11, fordi Ca-forbindelser ofte er en viktig bestanddel.

Nedenfor lister vi opp noen eksempler der forskjellige filtermaterialer har vært brukt i våtmarker (verdiene må kun ses som veiledende):

- Dolomitt har fjernet 44% av tilført P, eller 7-52 g P/kg dolomitt. Best virking oppnås ved pH 11.
- Kalkstein har fjernet 20-44%, eller fra 0,3 til 20 g P/kg ved pH 7-8.
- Skjellsand har fjernet 28-32 %, fra 3-17 g P/kg ved pH 8-9.
- Sand kan ha forskjellig opphav, men bindes typisk til Ca, Al og Fe, litt avhengig av pH. Fosforbindingen kan være god i starten, men kan avta raskt. Binding målt til 0,1 g P/kg.
- Jernmalm har fjernet 67% når filteret er aerobt og 53% når under anaerobe forhold.

- Filtralite P™ er grundig testet, siden dette er et kommersielt produkt fra Leca®. Tilbakeholdingen i labforsøk og i våtmarker er vanligvis stor, ofte fra 50-90%. Bindingskapasiteten varierer med fosforkonsentrasjonen i vannet (50 mg til 2,5 g P/kg), der pH ofte er høyere enn 10.

Bruk av kalkrike substrater som Filtralite P kan ha negativ betydning for planteveksten pga. høy pH. Det er også registrert uønsket høy pH i det rensede vannet fra våtmarksanlegg (Vohla m.fl., 2011). I sammenstilling av forsøk ser det ut til at den optimale hydrauliske belastningen for fosfor tilbakeholding ligger på 50-90 mm/d. Dette er imidlertid regnet som usikre tall, og vil bli overbelastet ved kravet om full tømning av anlegget innen 48 timer (Beral m.fl., 2023). Vohla m.fl. (2011) mener at mange naturlig filterløsninger vil få redusert virkningsgrad etter 5 år som avløpsvannanlegg. Det er imidlertid observert at inaktive perioder kan regenerere binding. Når filteret er mettet med fosfor kan det kanskje benyttes som gjødsel?

For å øke fjerning av forurensing i vannet kan biokull blandes inn i filtermediet. Biokull kan lages av ulike typer biomasse (treflis, avløps-slam, planterester og gjødsel) gjennom pyrolyse. Biokull har et høyt overflateareal og en svært porøs struktur, noe som gjør det svært effektivt til å fange og fjerne ulike forurensinger fra luft og vann. En blanding av biokull med andre filtermaterialer kan gi forbedret effekt av rensing av metaller, tilbakeholdelse av vann og bedre vekstvilkår (Piscitelli et al. 2018). Biokull bidrar høyst sannsynlig mye til tilbakeholdelse av partikler, men i mindre grad til absorpsjon av løst organisk stoff, N og P. Blandinger av ulike materialer, der biokull ikke utgjør mer enn anslagsvis 20-30 %, vil trolig kunne redusere utgifter til biokull og utnytte egenskapene i andre filtermaterialer som er bedre på f.eks. adsorpsjon av P (E.J. Joner, pers. medd.).

Drenering

God lufttilgang i filtermediet er avgjørende for et godt rensresultat. Alle VVO-anlegg er derfor

drenert (figur 1 og 2). Tyske anlegg har vanligvis lagt drenerørene helt i bunnen, mens franske og italienske lar drenerør ligge ca. 0,3 m høyere (Rizzo m.fl., 2020). Begrunnelsen for høyere plassering er at det gir et vannreservoar for vegetasjonen i tørketider. For å sørge for god lufttilgang i filteret over dreneringen, anbefales lufting av drenerøret (figur 3).

Hastigheten på avrenning kan ha betydning for rensresultatet. Ifølge veiledning gitt av MKULNV (2015) foreslås: 0,01 L/(m²*s) for patogener, 0,02 L/(m²*s) for NH₄, og 0,03 L/(m²*s) for partikler, COD, BOD, tungmetaller og fosfor.

I den franske designguden anbefales en avrenning på inntil 0,05 L/(m²*s), men anlegg lages slik at det er mulig å variere dette, jf. figur 1 (Rizzo m.fl., 2020). Overløpsvannet passerer igjennom anlegget i løpet av 5-8 timer.

Design typisk for Tyskland, Frankrike og Italia

Tyskland har mer enn 25 års erfaring å håndtere overløp via vertikale våtmarkssystemer (Rizzo m.fl. 2020). I Frankrike og Italia er historien kortere. Anleggene varierer en del i oppsettet, noe som til dels er begrunnet i forskjellig lovgivning med hensyn til VVO-tiltakenes måloppnåelse.

Tyske anlegg (Figur 2-A) har ofte en forbehandling der 1,5-3,5 mm av nedbøren (*first flush*) håndteres, noe som gjør at mindre vann når vegetasjonen (Meyer m.fl., 2013). Det er mindre fare for gjentetting av filteret pga. forbehandling (Kearney, 2019). Systemet kan også håndtere overvann. Filtermaterialet av kvartssand er iblandet kalkstein, som reduserer forurensingen når NH₄ nitrifiseres (Rizzo m.fl., 2020).

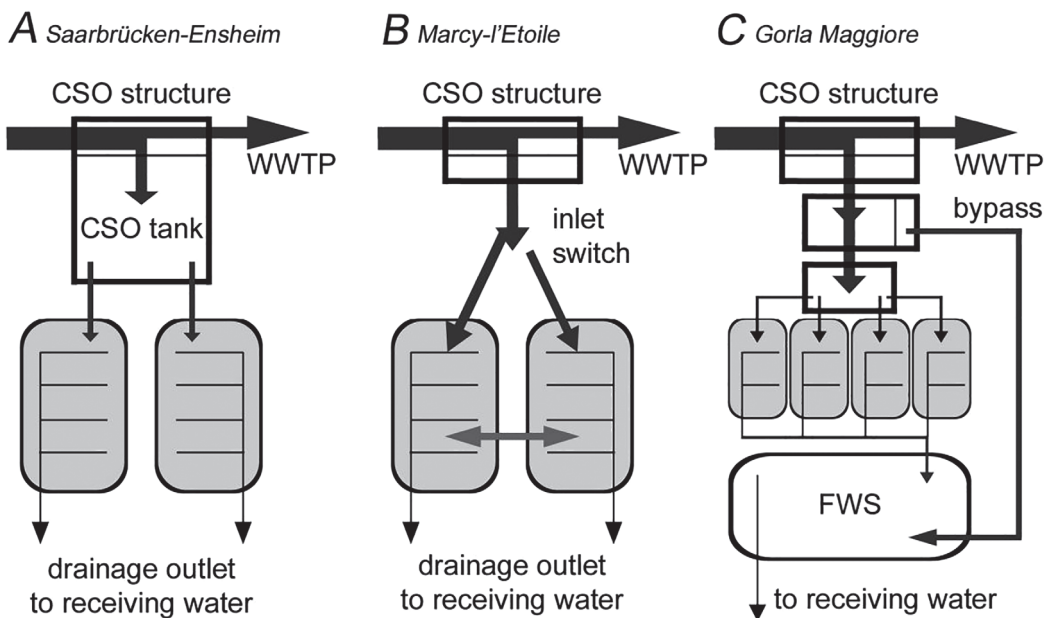
I Frankrike (Figur 2-B) fordeles ofte overløpsvannet direkte til våtmarkssystemene. I følge Kearney (2019) har det fungert godt, fordi filtermaterialet er grovkornet. Det er vanlig at belastningen fordeles til ett anlegg av gangen, slik at det andre får «hvile», noe som stimulerer aerob nedbryting av forurensingene, og hindrer biologisk tetting av overflata. Systemene er likevel koblet slik at ved høy belastning vil overløps-

vann fra det ene anlegget kunne renne over til det andre, slik at hele kapasiteten kan utnyttes (Meyer m.fl., 2013 og Rizzo m.fl., 2020).

I Italia (Figur 2-C) er det i Lombard-regionen krav om at *first flush* (5 mm regn) alltid skal håndteres. Det må derfor alltid settes av et volum tilpasset dette før våtmarksfiltrene. Et system som hindrer overbelastning av VVO-filtrene er montert etter overløpet. Ved høy belastning, rutes noe til vannet til et separat våt-

markssystem (FWS). Her kan også overløpsvannet etterpoleres, dvs. gå gjennom et ekstra rensetrinn, fra de vertikale våtmarksfiltrene (Meyer m.fl., 2013, og Rizzo m.fl. 2020). En rist fungerer som en mekanisk forbehandling før VVO-filtrene. Anleggene søkes tilpasset flere økosystemtjenester, inkludert biologisk mangfold og rekreasjon.

Uttørring av filtermediet kan gå utover takrør vegetasjonen hvis periodene med tørke blir



Figur 2. Tre VVO-systemer fra henholdsvis Tyskland (A), Frankrike (B) og Italia (C) fra Meyer m.fl. (2013, med tillatelse). Overløpsvann kommer fra overløpet (CSO). Noe går videre til avløpsrenseanlegget (WWTP), men resterende sendes til VVO. I anlegg C etterpoleres avløpsvannet i en våtmark med overflatestrømning (FWS). Detaljer i tabell 1.

Tabell 1. Noen karakteristiske trekk ved VVO-systemene fra figur 2 (Meyer m.fl., 2013 og Rizzo m.fl., 2020).

| Element | Tyskland | Frankrike | Italia |
|-----------------------|--|---|--|
| Innløpsvann | Forbehandlet | Direkte fra overløp | Delvis forbehandlet |
| Ant. VVO | 1 eller flere | 2 parallelle | 4 |
| Dybde overflate | Ofte 1 m | Fra 0,1-0,8 m | minst 0,2 m |
| Filteroverflate | 5 cm grus (2-8 mm) | 10 cm kompost | 20 cm grus (10 mm) |
| Filter | 75 cm sand (inntil 2 mm) med 20% kalkstein | 60 cm sand evt. med Zeolit, over 10 cm sand/grus (2-6 mm) | 40 cm grus (2-6 mm) |
| Drenslag | 25 cm grus (2-8 mm) | 20 cm grus (10-20 mm) | 20 cm pukk (40-80 mm) |
| Avrenningshastighet | 0,01-0,03 L/(m ² *s) | 0,01-0,05 L/(m ² *s) | 0,004-0,02 L/(m ² *s) |
| Hydraulisk belastning | 40 m ³ /(m ² *år) | 40-80 m ³ /(m ² *år) | 35-40 m ³ /(m ² *år) |

langvarige. I franske og italienske VVO-tiltak har de lagt til rette for at noe vann blir stående i bunnen av filtermediet. Ifølge Ulrich Dittmer (pers. medd.) har det vært mindre vellykket å ha deler av våtmarksfilteret vannmettet i Tyskland. Anaerobe felt reduserte renseseffekten og hadde skapt luktp problemer. Han antok at det skyldes sammensetningen og mengden av forurensinger i overløpsvannet.

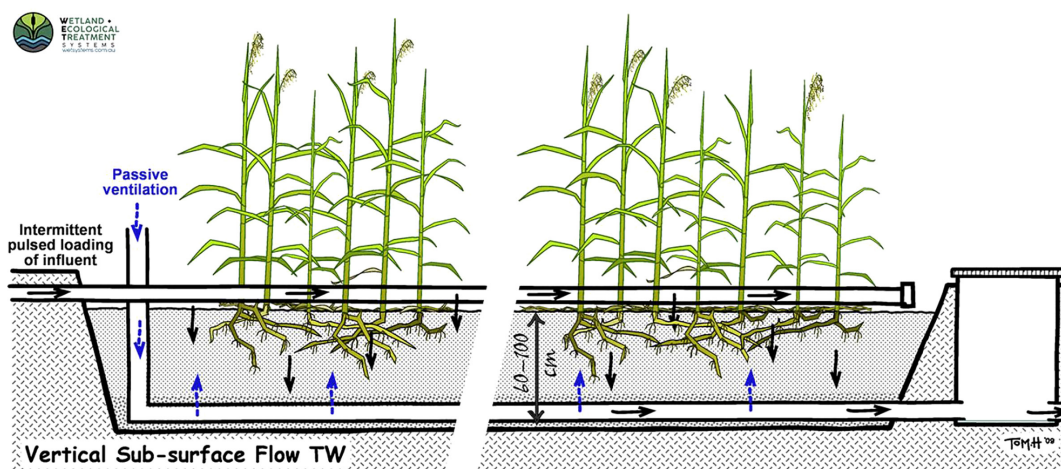
Meyer m.fl. (2013) mener to parallelle filtre (figur 2-B) vil bedre funksjonen, spesielt der det ikke er forbehandling av overløpsvannet. Overbelastning av partikler og organisk materiale kan slamme igjen filtret. Et filter vil få tid til å gjenvinne kapasiteten mens det andre er i funksjon. Høy organisk belastning i det franske systemet (figur 2-B) kan gi luktp problemer hvis nedbrytingen ikke skjer raskt nok. Vekselsvis bruk av filtre har fungert godt på anlegg for slamavvanning i Tvedestrand og Bjørnerudvannet i Våler (T. Mæhlum, pers. medd.).

Rizzo m.fl. (2020) oppsummerer sin gjennomgang av forskjellige VVO-konsepter ved å påpeke at teknologien ikke er ferdig utviklet, men at alle anleggstyper fungerer. Hvert land har sine ulike behov og utfordringer, og utforming av slike tiltak bør derfor gjøres med lokale tilpasninger.

Renseeffekt

Tilførsel av sedimenter til anleggene er vanlig, og disse holdes i stor grad tilbake på overflata. I følge Dittmer m.fl. (2016) viser observasjoner fra 25 anlegg at de årlige tilførslene av sedimenter kunne variere fra 0,1 til 11,4 kg/m². Selv om sedimentlaget kunne bli 40 cm var infiltrasjonen god, noe som ble tilskrevet vegetasjonen med tilhørende rotsystem som ikke ble fjernet. Blandingen av planterester og sedimenter var en god miks. Sedimenter som kommer fra jordbruksavrenning, type leirjord, gir tetting av overflaten, mens andre sedimenter gir et ekstra filterlag som forbedrer rensesevnen til anlegget (Dittmer m.fl., 2016). Tilbakeholdingen av partikler er normalt veldig god og typiske verdier ligger over 90 % (Rizzo m.fl. 2020).

COD (kjemisk oksygenforbruk) blir betydelig redusert gjennom VVO. Uhl og Dittmer (2005) har gjennomgått effekten av VVO i Tyskland, og COD ble redusert med gjennomsnittlig 84 %. Større partikler blir filtrert gjennom filteret, mens løst COD nedbrytes i det aerobe filteret. Noe bindes også til filteret (Meyer m.fl., 2013). Ofte vil overløpsvann med høyt COD innhold ha størst relativ fjerning, fordi mer av det organiske materialet kommer som partikler. Løst COD fjernes med 42-47% (Rizzo m.fl. 2020). Avløpet fra anlegget er ofte nede på bakgrunnsnivå.



Figur 3. Fordeling av overløpsvann i rør på overflaten sikrer spredning, men kan tettes av partikler. Lufting av dreneringsrøret sikrer økt lufttilgang i filteret. Avrenningen kan styres i kummen i utløpet (ill.: Headley, wetsystems.com.au)

I filtre som er aerobe, det vil si de som «tømmes for vann» mellom overløpshendelsene, vil organiske partikler mineraliseres i disse periodene (Dittmer m.fl., 2016). Graden av fjerningen vil ofte være høy, gjerne over 85%. Ammonium (NH_4^+) håndteres på to måter: (1) binding til overflata på filtermediet, og (2) nitrifisering til nitrat, slik at avrenningen inneholder mindre enn 0,2 mg/L ammonium (Dittmer m.fl., 2016, Meyer m.fl., 2013 og Rizzo m.fl. 2020). Ved neste regnskyll vil imidlertid nitrat kunne vaskes ut, siden aerobe filtre i liten grad begunstiger denitrifisering som omdanner nitrat til nitrogengass.

Fjerning av fosfor (P) er viktig for å oppnå god økologisk status i norske resipienter. I litteraturen vi har gjennomgått er det størst fokus på partikler, organisk materiale og ammonium. Tilbakeholdingen av fosfor vil bl.a. avhenge av filtermediets oppbygging, slik det er gitt eksempler på over. Rizzo m.fl. (2020) oppgir rensegrader på ca. 45% for total-P og mindre og avtakende for løst-P. Det siste kan skyldes at mange bruker sand med liten bindingsevne i filtrene.

Overløpsvannet vil også inneholde mikroforurensinger, tungmetaller og mikrobiologiske organismer.

- Aerobisk nedbryting av mikroforurensinger er regnet som en viktig nedbrytningsprosess (Rizzo m.fl., 2020). God lufttilgang mellom hver gang overløpene er i drift er derfor viktig.
- Metaller kan bindes til filtermediet; typisk 36-99% avhengig av metall, men redox endringer kan re-mobilisere noen elementer som er bundet (Rizzo m.fl., 2020). Paus m.fl. (2014) viste at salting om vinteren også kunne frigjøre Cd, Zn og Cu, selv om mengdene var ganske små, sammenlignet med det som ble bundet.
- Antallet *E. coli* og en del andre tarmbakterier ble redusert med 1-3 \log_{10} , avhengig av anleggets oppbygging og belastning (Rizzo m.fl., 2020). Noen rapporterer at bakteriefjerningen er størst dersom avrenning fra anlegget er under 0,015 L/(m²*s), jf. vanlige rater i tabell 1.

Drift og vedlikehold

Å anlegge VVO-systemer er noe mange borgere er positive til, men helst ikke i «min bakgård», ifølge Meyer m.fl. (2013). Erfaringer viser at godt driftede anlegg aksepteres. Det største hinderet er vond lukt, noe som kommer ved mangelfull nedbryting av organisk materiale.

Tondera m.fl. (2021) oppsummerer noen fordeler som godt driftede VVO-anlegg kan ha:

- Foreløpig beste alternativ for rensing av overløpsvann
- Overløpsvann infiltreres kontinuerlig, vil oppformering av mygg ikke være et problem.
- Energibruken er lav siden anleggene er gravitasjonsstyrte.

I Tyskland er det ikke vanlig å høste vegetasjonen, men heller la den blande seg med sedimentene som tilføres anlegget. Det gir nye bindingssteder og en forbedring av rensekapasiteten. En forutsetning for at anlegget skal fungere er imidlertid at det er aerobt mellom hendelsene (Rizzo m.fl., 2020). Tilførsel av finstoff må reduseres, det kan redusere infiltrasjonen og luftingen. En forbehandling av innløpsvannet må derfor vurderes for hvert enkelt tilfelle.

Et godt anlagt VVO-anlegg trenger ettersyn. Etter at tiltaket er kommet godt i gang og avrenning er stilt inn på ønsket nivå, vil oppsamling/tømming av innløpsarrangementet være viktigste arbeid (Tondera m.fl., 2021). Hvert nedbørfelt og anlegg vil være unikt. De forfattere som nevner inspeksjonsfrekvens antyder 1 gang per mnd. Trolig er anlegning av to parallelle våtmarksfilter en fordel, der kun ett belastes av gangen (jf. figur 2-B). En operatør må derfor ut for å skifte tilførselsløp, f.eks. månedlig. Prøvetaking av utløpet for å se om renseanlegget leverer akseptabel vannkvalitet må også være en del av oppfølgingen.

Multifunksjon og nytte-kost

Rizzo m.fl. (2020) gjennomgår flere nytte-kost eksempler, der bruk av VVO-tiltak gjennomgående kommer rimeligere ut enn tradisjonell separering av AF-ledninger. Hvor stor fordel

er, avhenger imidlertid av alternativene, slik at en generell regel er vanskelig å gi. Hvis anleggene kan gi multifunksjon, der biologisk mangfold og opplevelse inkluderes, vil nytten øke betydelig (Quaranta m.fl., 2022). Den italienske versjonen (figur 2-C) med en åpen våtmark til etterpolering er spesielt egnet til dette, bl.a. som i *Water park of Gorla Maggiore* (Rizzo m.fl., 2020).

Rizzo m.fl. (2020) foreslår at VVO-teknologi i større grad kan benyttes som en del av overvannshåndteringen. Denne kombinasjonen er det imidlertid få eksempler på så langt.

Konklusjoner

Basert på litteraturgjennomgangen over vil vi foreslå en skisse til et VVO-anlegg tilpasset Oslo-forhold med relativt kupert landskap og tett bebyggelse. En forutsetning er at det er areal nok for å anlegge et våtmarksfilter i nærheten av overløpet. Som en tommelfingerregel kan 1 % av "reduert areal" benyttes, men anlegg mindre enn dette er mulig.

For aktuelle overløp kan målinger på overløpet i forkant av prosjektering starte raskest mulig. Informasjonen kan benyttes i avløpsmodell for å gi et anslag på aktuelle vannmengder som kan tilføres overløpet. Dette kan ha betydning for arealet på filteret, samt høyden på sidekanter (jf. figur 1).

Hvert nedbørfelt er unikt, så vi foreslår å bruke en kombinasjon av anleggene i figur 2. Prosjekterende må vurdere om det skal lages en «slamfelle» som samler grovt materiale før overløpsvannet ledes inn på våtmarksfilteret.

Bruk av to parallelle våtmarksfiltre, der ett er i funksjon av gangen, men begge kan bidra under store hendelser, vil trolig begunstige nedbrytingen av organisk materiale. Terrenget kan være kupert. Det betyr at våtmarksfiltrene ofte må lages i flere flate, horisontale nivåer for å utnytte arealet.

Grov sand gir god infiltrasjon, men har lav fosforbindingsevne. Innblanding med kalkholdig materiale eller bruk av Filtralite P kan være aktuelle alternativ. Det siste er, så langt vi har sett, ikke blitt testet ut i VVO systemer, men

er vanlig bruk i desentraliserte avløpsanlegg. Et lag med grovere materiale på toppen kan være aktuelt for å hindre erosjon. Et annet alternativ er å dempe energien på innløpsvannet i en slamfelle plassert før filteret, eller lage strukturer som sprer vannet over filteret. Innblanding av biokull bør også vurderes, siden det kan gi økt absorpsjon av for eksempel metaller.

Takrør er en vanlig plante i VVO-anlegg og i avløpsrenseanlegg. Vi vil anbefale å utvide plantepaletten, men dette må undersøkes nærmere. Som en start kan man f.eks. plante arter på tvers av vannretningen, og se hvilke arter som trives best under norske forhold.

VVO-systemer belastes med ujevn frekvens og intensitet. Dette gir anlegget tid til å bryte ned organisk materiale og gjenvinne renskapasiteten, men kan være en utfordring for vegetasjonen. Der det er mulig, kan en delstrøm fra en bekkelukking kanskje bidra til å holde vegetasjonen i live. Dette må imidlertid tilpasses hvert anlegg, slik at renseevnen ikke forringes. Å legge drenerør litt over bunnen på filtermediet muliggjør en liten vannansamling som kan styrke overlevelsen til vegetasjonen. For å sikre god lufting i resten av filtermediet, kan perforerte rør legges i filtermediet med lufting til overflata. Det er mulig at drenerør lagt helt i bunnen av anlegget skal monteres og blendes, som en plan-B, hvis full drenering av filteret blir nødvendig som følge av luktproblemer.

Drenerør kan ledes via en styringsenhet, der vannstrømmen ut av anlegget kan justeres. 0,02 L/(m² våtmarksfilter*s), er ofte anbefalt, men endringsmuligheter kan gi muligheter for å optimalisere rensingen av parametere med spesiell interesse.

Der det er plass, og ønsket om ekstra god rensing er relevant, kan man etablere et åpent våtmarkssystem nedstrøms VVO-anlegget for etterpolering (se figur 2-C). Dette kan også mota overløpsvann når tilførelsene overstiger kapasiteten til VVO-tiltaket.

Referanser

Artsdatabanken - <https://artsdatabanken.no/lister/>

Bachmann-Machnik, A., D. Mayer, A. Waldhoff, S. Fuchs og U. Dittmer (2018). *Integrating retention soil filters into urban hydrologic models – Relevant processes and important parameters*. J. of Hydrology; 442-453.

Beral, H., D. Dagenais, J. Brisson og M. Kõiv-Vainik (2023). *Plant species contribution to bioretention performance under a temperate climate*. Sci. of Tot. Env. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160122>

Braskerud, B.C. (2002). *Design considerations for increased sedimentation in small wetlands treating agricultural runoff*. Wat. Sci. and Tech. (45) 9; 77-85.

Dittmer, U., D. Meyer, K. Tondera, B. Lambert and S. Fuchs (2016). *Treatment of CSO in retention soil filters – Lessons learned from 25 years of research and practice*. NOVATECH.

Dittmer, Ulrich (pers. medd. 2022). Technical University of Kaiserslautern.

Directorate-General for Environment. 2022. *Proposal for a revised Urban Wastewater Treatment Directive* [Proposal for a revised Urban Wastewater Treatment Directive \(europa.eu\)](https://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwastewater/)

Hogland, W. og R. Berntsson, M. Larsson (1985). *Breddavlopp*. Byggeforskningsrådet ISBN 91-540-4580-0. Stockholm

Joner J. Erik (pers. medd. 2022). Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO).

Kearney, K. (2019). *Combined sewer overflow constructed wetlands: A review of current practices and comparison of Design and operation in Europe*. Master thesis, Univ. of Cph.

Leikanger, E. og R. Roseth (2016). *Veivavringning og drifts-tiltak. Overvåking av avrenning samt oppfølging av feie- og sandfangmasser ved ulik veidrift*. NIBIO-rapport nr. 2/2016. ISBN nr: 978-82-17-01748-6.

Lindholm, O. (2011). *Regnvannsoverløp. Status, krav og dokumentasjon av utslipp*. Vann nr. 1; 83-90

Mæhlum, Trond (pers. medd. 2023). Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO)

Meyer, D., P. Molle, D. Esser, S. Troesch, F. Masi og U. Dittmer (2013). *Constructed Wetlands for Combined Sewer Overflow Treatment—Comparison of German, French and Italian Approaches*. Water. 5; 1-12. doi: <https://doi.org/10.3390/w5010001>

Meyer, D. og U. Dittmer (2014). *RSF Sim – A simulation tool to support the design of constructed wetlands for combined sewer overflow treatment*. Ecol. Eng., vol. 80; 198-204.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.032>

MKULNV, 2015. *Retentionsbodenfilter. Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. Retention Soil Filter-Planning, Construction, and Operation Manual*. Ministry of Environment, Agriculture, Conservation and Consumer Protection of the State of North Rhine Westphalia (på tysk). [Retentionsbodenfilter-Handbuch für Planung, Bau und Betrieb \(nrw.de\)](https://www.merkur.de/medien/retentionsbodenfilter-handbuch-fuer-planung-bau-und-betrieb-nrw-de)

Norsk vann, 2001. *Forurensninger i overvann fra urbane flater—vannmiljøsmål og rensetiltak*. Rapport B 27

Paus, K.H., J. Morgan, J.S. Gulliver, T.O. Leiknes, R.M. Hozalski (2014). *Effects of Temperature and NaCl on Toxic Metal Retention in Bioretention Media*. Journal of Environmental Engineering, 140 (10)

Piscitelli, L., Rivier, PA., Mondelli, D. et al. *Assessment of addition of biochar to filtering mixtures for potential water pollutant removal*. Environ Sci Pollut Res 25, 2167–2174 (2018). <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0650-6>

Rizzo, A., K. Tondera, T.G. Pálffy, U. Dittmer, D. Meyer, C. Schreiber, N. Zacharias, J.P. Ruppelt, D. Esser, P. Molle, S. Troesch, F. Masi (2020). *Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: A state-of-the-art review*. Sci. of the tot. Env. 727, 138618. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138618>

Tondera, K., A. Rizzo og P. Molle (2021). *Treatment wetlands for combined sewer overflow*. I Cross m.fl. (red.) *Nature-Based Solutions for Wastewater Treatment*. A series of factsheets and case studies, IWA Publishing; 144-145. [Nature-Based Solutions for Wastewater Treatment \(silverchair.com\)](https://www.silverchair.com)

Uhl, M. og U. Dittmer (2005). *Constructed wetlands for CSO treatment: an overview of practice and research in Germany*. Wat. Sci. Tech., 51 (9); 23–30. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0280>

Vohla, C., M. Kõiv, H. John Bavor, F. Chazarenc og Ü. Mander (2011). *Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review*. Ecol. Eng. 37; 70-89. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.08.003>

Quaranta, E., S. Fuchs, H.J. Liefting, A. Schellart og A. Pistocchi (2022). *Costs and benefits of combined sewer overflow management strategies at the European scale*. J. of Envir. Manag. 318, 115629.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115629>