

# Naturbasert rensing av avløpsvann

– en kunnskapssammenstilling med  
hovedvekt på norske erfaringer

*Petter D. Jenssen*

*Sven A. Jonasson*

*Arve Heistad*





## VA-Forsk

VA-Forsk är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är obligatorisk. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-Forsk initierades gemensamt av Svenska Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten  
Ledningsnät  
Avloppsvattenrening  
Ekonomi och organisation  
Utbildning och information

VA-Forsk styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Anders Lago, ordförande	Södertälje
Olof Bergstedt	Göteborgs VA-verk
Roger Bergström	Svenskt Vatten AB
Daniel Hellström	Stockholm Vatten AB
Stefan Marklund	Luleå
Mikael Medelberg	Roslagsvatten AB
Anders Moritz	Linköping
Peter Stahre	VA-verket Malmö
Jan Söderström	Sv Kommunförbundet
Göran Tägtström	Borlänge
Agneta Åkerberg	Falkenberg
Steinar Nybruket, adjungerad	NORVAR, Norge
Thomas Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten AB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

VA-Forsk  
Svenskt Vatten AB  
Box 47607  
117 94 Stockholm  
Tfn 08-506 002 00  
Fax 08-506 002 10  
svensktvatten@svensktvatten.se  
www.svensktvatten.se

*Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.*

<b>Rapportens titel:</b>	Naturbasert rensing av avløpsvann – en kunnskapssammenstilling med hovedvekt på norske erfaringer
<b>Title of the report:</b>	Natural systems for wastewater treatment – a knowledge compilation with emphasis on Norwegian results
<b>Rapportens beteckning Nr i VA-Forsk-serien:</b>	2006-20
<b>Författare:</b>	Petter D. Jenssen*, Sven A. Jonasson**, Arve Heistad*. *Institutt for Matematiske realfag og Teknologi. Universitetet for Miljø- og Biovitenskap, Norge. **Geo Logic i Göteborg AB
<b>VA-Forsk-projektnr:</b>	98-129
<b>Projektets namn:</b>	Naturbasert avløpsteknologi – sammenstilling
<b>Projektets finansiering:</b>	VA-Forsk
<b>Rapportens omfattning Sidantal: Format:</b>	65 A4
<b>Sökord:</b>	Naturbaserad avloppsrening, infiltrationsanläggningar, biofilter, konstruerade våtmarker, anlagda våtmarker, dammar, slambehandling i bevuxna avvattningsbäddar
<b>Keywords:</b>	Natural systems for wastewater treatment, rapid and slow infiltration systems, biofilters, constructed wetlands, ponds, reed beds for sludge treatment
<b>Sammandrag:</b>	Rapporten sammanfattar norska och några internationella resultat. Rapporten tar upp system för infiltration i jord, biofilter, konstruerade våtmarker, dammar och avvattningsbäddar med vegetation. Systemens reningsförmåga är generellt hög och stabil. De redovisade resultaten ger bakgrund för nya norska riktlinjer (VA-miljøblad).
<b>Abstract:</b>	This report compiles Norwegian and some international results regarding soil infiltration systems, biofilters, constructed wetlands and reed beds for sludge treatment. The overall treatment performance of the systems is high and stable. The presented results are basis for new Norwegian guidelines (VA-miljøblad).
<b>Målgrupper:</b>	VA-ingenjörer, konsulter, förvaltning, studenter
<b>Omslagsbild:</b>	Anlagd våtmark Dal skola, Norge. Foto: P.D. Jenssen
<b>Rapporten beställs från:</b>	Finns att hämta hem som pdf-fil från Svenskt Vattens hemsida <a href="http://www.svensktvatten.se">www.svensktvatten.se</a>
<b>Utgivningsår:</b>	2006
<b>Utgivare:</b>	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

## Forord

Denne rapporten er skrevet på oppdrag fra Svenskt Vatten. Rapporten bygger på resultater fra forskningsprogrammet ”Naturbasert avløpsteknologi” (NAT-programmet 1994-1997), samt nyere norske resultater og internasjonale erfaringer. I noen av de naturbaserte systemene er resirkulering av næringsstoffer viktig. Disse systemene kalles også kretsløpsbaserte systemer eller systemer med kildesortering av avløp. Slike systemer var sentrale i NAT-programmet. Denne rapporten tar for seg naturbaserte rensesystemer som behandler blandet avløpsvann med vannklosett (WC) tilkoblet. I utgangspunktet er ikke systemer med kildesortering tatt med. Naturbaserte metoder for rensing av bad-, oppvask- og vaskevann (gråvann) er omtalt, mens behandling av toalettfraksjonen (urin og fekalier) er utelatt.

Forfatterne vil takke Laila Nordbø Jenssen for lesing av korrektur og hjelp til sammenstilling av manuset.

Ås, 2006-03-27

Petter D. Jenssen, Sven A. Jonasson og Arve Heistad



# Innehåll

Forord.....	3
Sammanfattning.....	7
Summary.....	8
<b>1 Innledning.....</b>	<b>9</b>
<b>2 Hva er naturbasert avløpsteknologi.....</b>	<b>9</b>
2.1 Forbehandling.....	10
2.2 Anleggenes størrelse.....	11
2.3 Strømning av vann i naturbaserte anlegg.....	11
2.4 Rensing i naturbaserte systemer.....	12
2.4.1 Organisk materiale.....	13
2.4.2 Parasitter, bakterier og virus.....	14
2.4.3 Fosfor.....	15
2.4.4 Nitrogen.....	16
2.5 Anleggenes levetid.....	17
<b>3 Tekniske løsninger.....</b>	<b>18</b>
3.1 Forbehandling.....	18
3.1.1 Slamavskiller.....	18
3.1.2 Slamavskiller med utløpsfilter.....	22
3.1.3 Filterposekum.....	23
3.2 Biologiske filtre.....	23
3.2.1 Fordelingssystem og filtermedium.....	24
3.2.2 Renseresultater – laboratorie- og fullskalaforsøk.....	26
3.3 Infiltrasjon.....	27
3.3.1 Ulike infiltrasjonsløsninger.....	28
3.3.2 Dimensjonering av infiltrasjonsanlegg – norsk norm.....	28
3.3.3 Vurdering av gjeldende dimensjoneringsnorm.....	34
3.3.4 Måling av jordens hydrauliske ledningsevne (K).....	35
3.3.5 Renseevne.....	36
3.4 Konstruert våtmark.....	44
3.4.1 Utforming og dimensjonering.....	44
3.4.2 Renseevne.....	46
3.4.3 Gjenbruk av filtermateriale.....	49
3.5 Kombinasjon av dammer, beplantet sandfilter og konstruert våtmark.....	50
3.6 Plantebasert slamavvanning.....	51
3.6.1 Oppbygging og virkemåte.....	51
3.6.2 Dimensjonering.....	53
3.6.3 Drift.....	53
3.6.4 Fordeler og ulemper.....	53

3.6.5 Erfaring med plantebasert slamavvanning ved Tvedestrand rensaneanlegg .....	54
<b>Referanser</b> .....	<b>56</b>



## Sammanfattning

Norge och Sverige har liknande naturförutsättningar, men forskning beträffande naturbaserade system för avloppsvattenbehandling har haft olika fokus i de bägge länderna. Under perioden 1993–98 genomfördes ett stort forskningsprogram "Naturbaserat Avløps-Teknologi" (NAT-programmet) i Norge. Denna rapport sammanfattar resultat därifrån och även senare norska och några internationella resultat. Rapporten tar upp system för infiltration i jord, biofilter, konstruerade våtmarker, dammar och avvattningsbäddar med vegetation ("reed beds") för avvattning av avloppsslam.

Naturbaserade system kräver i allmänhet stora ytor. Om bara gråvatten skall behandlas, eller om anläggningen utförs med förbättrad förbehandling innan själva våtmarksfiltret eller infiltration i jord, kan mer kompakta system konstrueras. Fördelen med stora ytor är långa uppehållstider och stabil och hög kvalitet på det utströmmande vattnet.

I Norge dimensioneras infiltrationssystem i jord genom användning av kornstorleksinformation som plottas in i ett diagram med mediankornstorlek (Md) och sorteringsgrad (So). Kompletterande mätningar av hydraulisk konduktivitet kan vara nödvändiga. En elektronisk infiltrometer har utvecklats för detta ändamål. Rekommenderad ytbelastning för infiltrationssystem i jord är i Norge lägre än i Sverige. Förväntade livslängd (med fullgod hydraulisk funktion) för infiltrationssystem i Norge är 30–40 år.

Små infiltrationsanläggningar och markbäddar visar hög reduktion av organiskt material (> 90 %), hög nitrifikation (> 90 %), och mycket låga koncentrationer av bakterier i utloppsvattnet. Upplyft infiltration reducerar över 80 % av totalkvävet. Både upplyfta och normala infiltrationssystem ger > 95 % fosforreduktion. Stora snabbinfiltrationssystem (> 3000 pe) visar också mycket god och stabil rening med avseende på organiskt material, fosfor, kväve och bakterier. Kvävereduktionen överskrider 80 % i undersökta system.

En ny kombinerad "fördelnings- och förbehandlingsenhet" ger god tillgång till infiltrationsytan. Kompakta biofilter för gråvattenbehandling baserade på principerna ovan, och ett filterpåssystem som ersätter slamavskiljare, finns nu kommersiellt tillgängliga i Norge.

Det norska konceptet för små anlagda våtmarker använder slamavskiljare, följt av ett biofilter med vertikalt vattenflöde, och därefter ett våtmarksfilter med horisontellt vattenflöde. En stabil fosforreduktion > 90 % förväntas. När mediet är mättat med fosfor kan det användas för jordförbättring. Kvävereduktion i intervallet 40–60 % kan vanligen uppnås hållas. Utflödeskoncentrationer om < 1000 termotoleranta coliforma bakterier/100 ml brukar erhållas.

Genom att kombinera luftade dammar och anlagda våtmarksfilter erhålls bra prestanda. Ett system som behandlar avloppsvatten från 200 personer visar följande medelkoncentrationer över 5 år: fosfor 0,25 mg/l, totalkväve 4 mg/l, TOC 5 mg/l och TCB < 100/100 ml.

## Summary

Norway and Sweden has similar natural conditions, but research regarding Natural systems for wastewater treatment has had different focus. In 1993–98 a large research program “Natural systems for wastewater treatment” (the NAT-program) was conducted in Norway. This report summarizes the results from this program and later Norwegian and some international results. The report deals with soil infiltration, biofilters, constructed wetlands and ponds for wastewater treatment and reed beds for dewatering of sewage sludge.

Natural systems require large areas. However, if only greywater is treated, or with improved pre-treatment prior to the wetland filter, or soil infiltration, more compact systems can be constructed. The benefits of the large areas are long residence times and stable high quality effluent. The purification processes in natural systems are physical, biological and chemical and combinations thereof.

In Norway sizing of soil infiltration systems use a mean grain size/sorting diagram. Additional measurement of the hydraulic conductivity may be necessary. An electronic infiltrometer is developed for this purpose. The recommended loading rates in Norway are more conservative than in Sweden. The expected hydraulic service life of infiltration systems in Norway is 30–40 years. Small infiltration systems, mounds and sandfilters show high reduction of organic matter (> 90%), high nitrification (> 90%) and very low bacteria concentrations (< 200 thermotolerant coliforms (TCB)/100 ml). Mound systems remove over 80% of total nitrogen (N). Mounds and infiltration systems both show more than 95 % phosphorus (P) removal. Large rapid infiltration systems (> 3000pe) also show high and stable reduction of organic matter, P, N and indicator bacteria (TCB). The N-removal exceeds 80% in the systems investigated.

A new pretreatment unit that allows easy access to the infiltrative surface is developed. Compact biofilters for greywater treatment based on the above principle and a filterbag system that substitutes the septic tank, are commercialized.

The Norwegian concept for small constructed wetlands includes a biofilter (same as for the infiltration systems) succeeded by a subsurface horizontal-flow constructed wetland. A consistent P-removal of > 90% can be expected. When the media is saturated with P it can be used as fertilizer in agriculture. Nitrogen removal is in the range of 40–60%. Effluent concentrations of < 1000 TCB/100 ml is normally achieved.

Combining aerated ponds and subsurface flow constructed wetlands, give high performance. A system treating wastewater from 200 people show following average discharge concentrations over 5 years: P 0,25 mg/l, total N 4 mg/l, total organic carbon 5 mg/l and TCB < 100/100 ml.

One sludge dewatering reed bed was built during the NAT-program. The system has functioned well and is very economical in operation. The effluent from the sludge dewatering is suitable for discharge without further treatment.

# 1 Innledning

I løpet av det siste femten årene har det kommet nye løsninger og ny kunnskap om naturbaserte renseløsninger. I Norge har forskningsprogrammet ”Naturbasert avløpsteknologi, NAT-programmet 1994–1997” (Jenssen og Syvertsen 1996) bidratt med informasjon om bruk av jord som rensedium, samtidig som konstruert våtmark og enkle filterløsninger med bruk av lettklinker, er utviklet. Gaut og Aspmo (1998) gir en oversikt over publikasjoner og rapporter fra NAT-programmet.

Naturbaserte systemer er fullverdige renseløsninger som kompletterer de konvensjonelle og mer tekniske løsningene. Naturbaserte løsninger er særlig aktuelle i spredt bebyggelse for hytter, turistbedrifter og mindre tettsteder. Dette skyldes at de naturbaserte løsningene normalt krever større areal enn konvensjonelle løsninger. Utviklingen av naturbaserte rensesystemer går imidlertid i retning av at disse løsningene også blir mer kompakte (Heistad *et al.* 2005; Jenssen *et al.* 2006). Dette er mulig ved forbedret forbehandling før for eksempel infiltrasjon (Heistad *et al.* 2001). Når det gjelder stabilitet i utslippskvalitet (Hiberg 2002) og driftsutgifter (Refsgaard og Etnier 1998) er de naturbaserte løsningene ofte bedre enn de konvensjonelle.

Internasjonalt er infiltrasjon en utbredt løsning for avløp fra spredt bebyggelse og i USA finnes det 30 millioner infiltrasjonsanlegg. Mye av kunnskapen som finnes om infiltrasjon i USA og internasjonalt er presentert i EPRI (2000) og Mancl (2001). En relativt ny renseløsning i nordisk sammenheng er konstruert våtmark (Jenssen *et al.* 2005). Utviklingen av denne løsningen skjøt fart under NAT-programmet. Løsningen er basert på et aerobt biofilter etterfulgt av et filter med horisontal-strømning. Når filteret er beplantet med våtmarksplanter kalles det en konstruert våtmark, mens den kalles ”filterbed” når filteret med mettet strømning, ikke er beplantet med våtmarksplanter. Løsningen er videreutviklet i et prosjekt som er støttet av Nordisk industrifond (Føllesdal 2005; Jenssen *et al.* 2006). Nye resultater med bruk av kombinasjon av dammer og våtmark har også gitt interessante resultater i kaldt klima (Browne og Jenssen 2005).

I Sverige er småskala renseløsninger undersøkt i flere prosjekter. I rapporten ”Robusta uthålliga små avløppssystem – en kunnskapssammenstilling” sammenlignes ulike systemløsninger med hensyn på miljøtilpassning, økonomi og brukervennlighet (Palm *et al.* 2002). En lignende sammenstilling er gjennomført av Formas (Johansson *et al.* 2001). Denne rapporten har også sett på funksjonskrav. Prosjektet ”Bra små avløp” omfatter en detaljert utprøving av ulike småskala renseløsninger i hovedsak tekniske minirenselanlegg (Hellström *et al.* 2003). En svensk markedsoversikt over prefabrikerte småskala avløpsløsninger og komponenter til bruk i småskala avløp er gitt i Petersens (2003).

I Danmark er plantebasert slamavvanning en metode som brukes ved mange renselanlegg (Nielsen 2004). I Norge ble det første anlegget for plantebasert slamavvanning bygget under NAT-programmet. Anlegget fungerer godt og åpner for bruk av denne slambehandlingsmetoden også i kaldt klima.

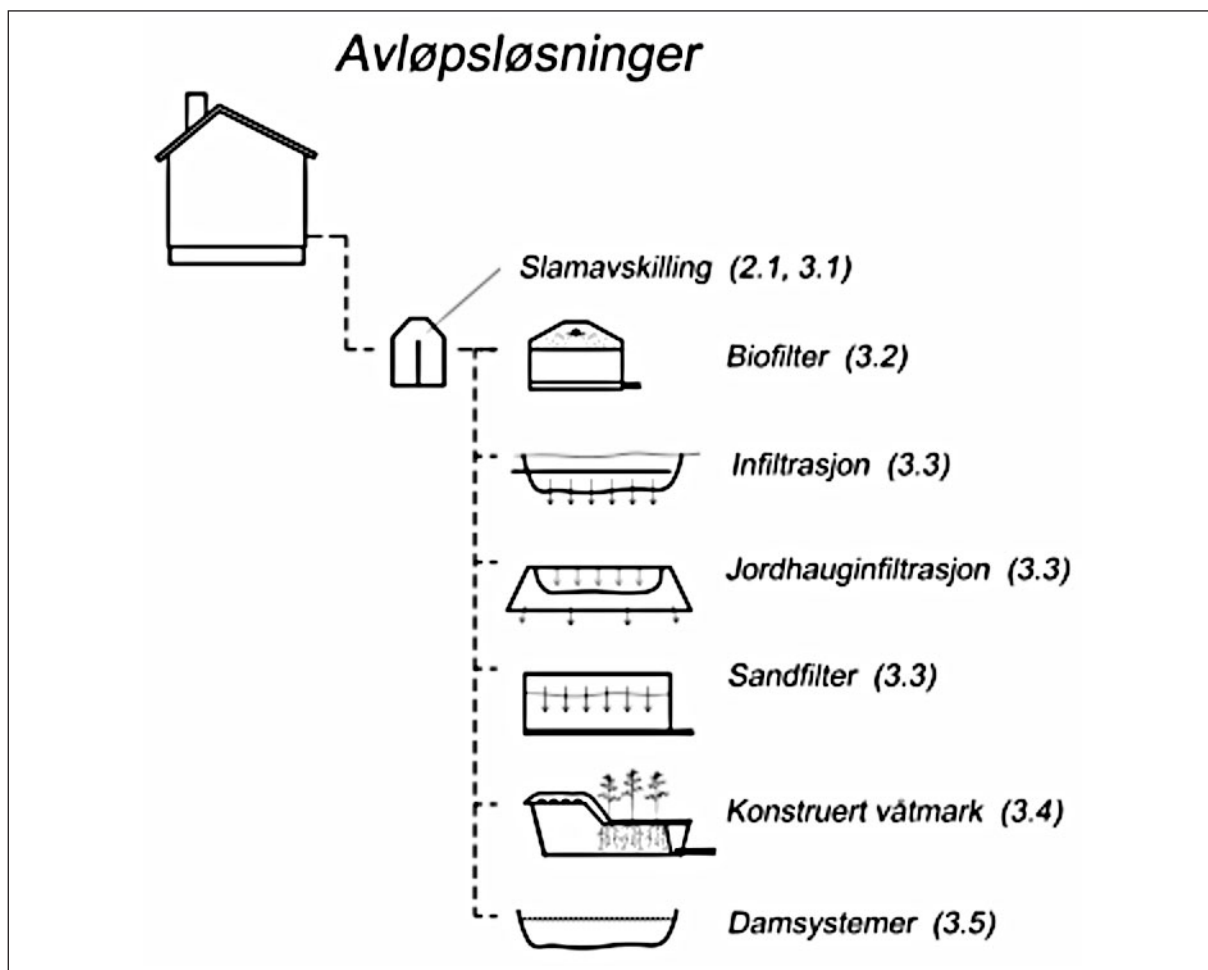
Denne rapporten tar for seg renseløsninger basert på infiltrasjon, enkle biologiske filtre, konstruert våtmark/”filterbed”, rensing i kombinasjon av dammer og våtmark og plantebasert slamavvanning (Figur 1-1, nedan).

Basert på resultater fra NAT-programmet og senere forskning som det er referert til i denne rapporten, er det utarbeidet tre såkalte VA-miljøblad (2001b, 2003a og b). Et VA-miljøblad gir retningslinjer for bygging og drift av renseløsninger og representerer dermed gjeldende norske norm. VA-miljøblad utgis av NORVAR (Norsk VA-teknisk forening) og NKF (Norsk kommunalteknisk forening).

## 2 Hva er naturbasert avløpsteknologi

Med begrepet *naturbasert avløpsteknologi* menes rensemetoder basert på naturlige økologiske prosesser, med eller uten resirkulering av næringsstoffer til planteproduksjon.

I løpet av de siste to ti-årene er det internasjonalt utviklet et mangfold av naturbaserte systemer basert på bruk av jord, vegetasjon, mikroorganismer og



Figur 1-1. Anleggstyper som omtales i denne rapporten og henvisning til kapitler hvor de er omtalt. Plantebasert slamavvanning (kapittel 3.6) er ikke med i denne figuren.

fisk (Etnier og Guterstam 1991, Staudenmann *et al.* 1996, Kløwe *et al.* 1999, Mancl 2001, Mbvette *et al.* 2002 og Werner *et al.* 2004). Systemene kan inndeles i jordbaserte rensemetoder, jord- og plantebaserte rensemetoder (våtmark), akvatiske rensemetoder og systemer med kilde-separering eller krets-løpsbaserte systemer. Behandlingen foregår langsomt i ”naturlige” omgivelser på relativt store areal. På grunn av arealbehovet er naturbaserte renseløsninger foreløpig mest aktuelle for små renselanlegg eller der det ikke er begrensninger på arealbruk. Utviklingen av naturbaserte løsninger i Norge går imidlertid i retning av mer kompakte systemer med kortere oppholdstid, bedre forbehandling og bruk av tekniske komponenter som pumper med tids- og mengdestyring (Heistad *et al.* 2001, Jenssen *et al.* 2006). Det er derfor ingen skarp avgrensing mellom konvensjonell og naturbasert rensing, noe som kommer til uttrykk ved at det bygges kombinerte systemer. De fysiske, kjemiske og biologiske prosessene er også ofte de samme.

## 2.1 Forbehandling

Forbehandling eller primærrensing er viktig for å unngå at partikler og fett forårsaker problemer i de etterfølgende rensetrinnene. Den vanligste metoden for forbehandling i naturbaserte anlegg er slamavskilling. En slamavskiller er en tank der fett og andre flyttestoffer, samt partikler som er tyngre enn vann holdes tilbake. For boliger med vannklosett (WC) anbefales det at slamavskillerne har tre kamre. For boliger med separat klosett-løsning og som bare slipper ut gråvann bør slamavskillerne ha to kamre. I USA brukes slamavskillere med bare ett kammer, men disse har et dykket utløpsfilter (se kapittel 3.1.2). Mindre enn 10 % av nitrogenet og fosforet og ca. 30 % av det organiske materialet fjernes ved slamavskilling (NORVAR 2000). En slamavskiller renses dårlig for mikroorganismer (virus, bakterier og parasitter). For å oppnå mer enn primærrensing er det viktig med ett eller flere rensetrinn etter slamavskilleren (Figur 1-1).

Tømming av slamavskillere utgjør hoveddelen av driftskostnadene ved naturbaserte anlegg og i Norge tømmes normalt slamavskillere for boliger hvert annet år. Amerikanske undersøkelser har vist at slamakkumulasjonen kan variere mye fra husholdning til husholdning. Ved behovsprøvd slamtømming ligger tømmeintervallene fra 5–15 år (Bounds 1997). For mer detaljer om behovsprøvd slamtømming se kapittel 3.1.1.

Under NAT-programmet ble det utviklet en filterposekum som kan brukes istedenfor slamavskillere. Den ble utviklet først og fremst for hytter uten adgang for slamtømmebil, men kan også brukes som forbehandling for rensing av gråvann (BadDiskTvättvatten) fra boliger. For mer detaljer om rensing av filterposekum se kapittel 3.1.3.

## 2.2 Anleggenes størrelse

Prosessene i naturbaserte renselanlegg går langsommere enn i konvensjonelle renselanlegg, særlig om vinteren. Jordens eller det porøse mediets (for eksempel lettklinker, LWA=light weight aggregates) vanngjennomtrengelighet setter også grenser for kapasiteten. Dette gjør at naturbaserte renselanlegg krever større areal enn konvensjonelle anlegg. For infiltrasjonsanlegg kreves det fra 4–33 m<sup>2</sup>/person-ekvivalent (pe) (VA-miljøblad 2003a). Arealbehovet for konstruerte våtmarker ligger mellom 7–9 m<sup>2</sup>/pe (VA-miljøblad 2001a). Fordi anleggene er store blir oppholdstiden som vannet har lang nok til at rensesevnen opprettholdes også i vinterhalvåret. Dersom anleggene kun renses gråvann blir arealbehovet per pe mindre. Konstruerte våtmarker med biofilter som renses gråvann har et arealbehov på 1–3 m<sup>2</sup>/pe. Forsøk med biologiske filtre for gråvann renses godt med en hydraulisk belastning opp til 1,0 m/døgn, noe som tilsvarer et areal på 0,1 m<sup>2</sup>/pe (Jenssen og Vråle 2004). For mer detaljer om biologiske filtre se kapittel 3.2.

## 2.3 Strømning av vann i naturbaserte anlegg

I naturbaserte renselanlegg skiller vi mellom umettet og mettet strømning. Ved umettet strømning er det en tofasestrømning der porene er fylt med vann og luft. Som regel vil de største porene være fylt med luft og de minste porene fylt med vann. Årsaken til dette har med kapillærkrefter å gjøre. Når vanninnholdet i et porøst medium som jord avtar vil de største porene tømmes først fordi vannet ikke er bundet så sterkt av kapillærkrefter. Under umettede strømningsforhold som vi for eksempel har under et infiltrasjonsanlegg som er riktig dimensjonert (Figur 2-2), er den hydrauliske ledningsevnen (K) en funksjon av vanninnholdet i jorden ( $\theta$ ). K er altså ikke en konstant, slik som ved mettede forhold. Darcy's lov for endimensjonal umettet strømning kan uttrykkes slik (Figur 2-1):

$$q = -K(\theta) \, dh/dl$$

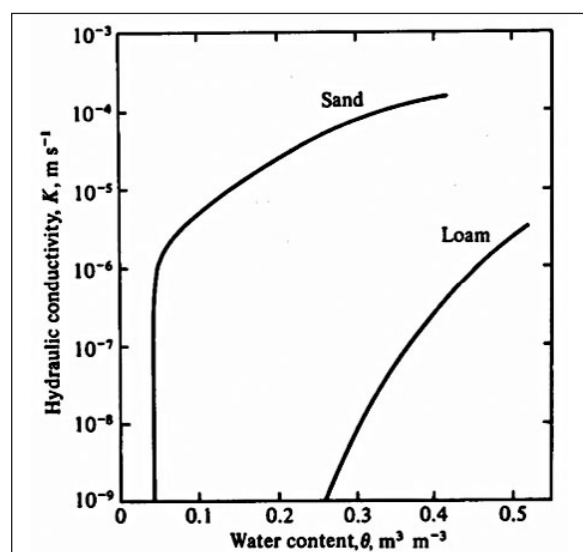
$q$  = spesifikk strømning (LT<sup>-1</sup>)

$K$  = hydraulisk ledningsevne (LT<sup>-1</sup>)

$\theta$  = jordens volumetriske vanninnhold

$dh/dl$  = hydraulisk gradient (ubenevnt)

Ligningens høyre side har negativt fortegn. Fordi vannet strømmer fra høyere til lavere potensiale i positiv x-retning blir  $dH/dL$  negativ. Dette gjør at ligningens høyre side samlet sett får positivt fortegn.



Figur 2-1. Hydraulisk ledningsevne som funksjon av jordens vanninnhold (fra Day og Luthin 1956, samt Elrick og Bowman 1964 i Marshall og Holmes 1979).

For mettet strømning er den hydrauliske ledningsevnen en konstant. Dette gir Darcy's lov for endimensjonal mettet strømning:

$$q = -K dh/dl$$

$q$  = spesifikk strømning ( $LT^{-1}$ )

$K$  = hydraulisk ledningsevne ( $LT^{-1}$ )

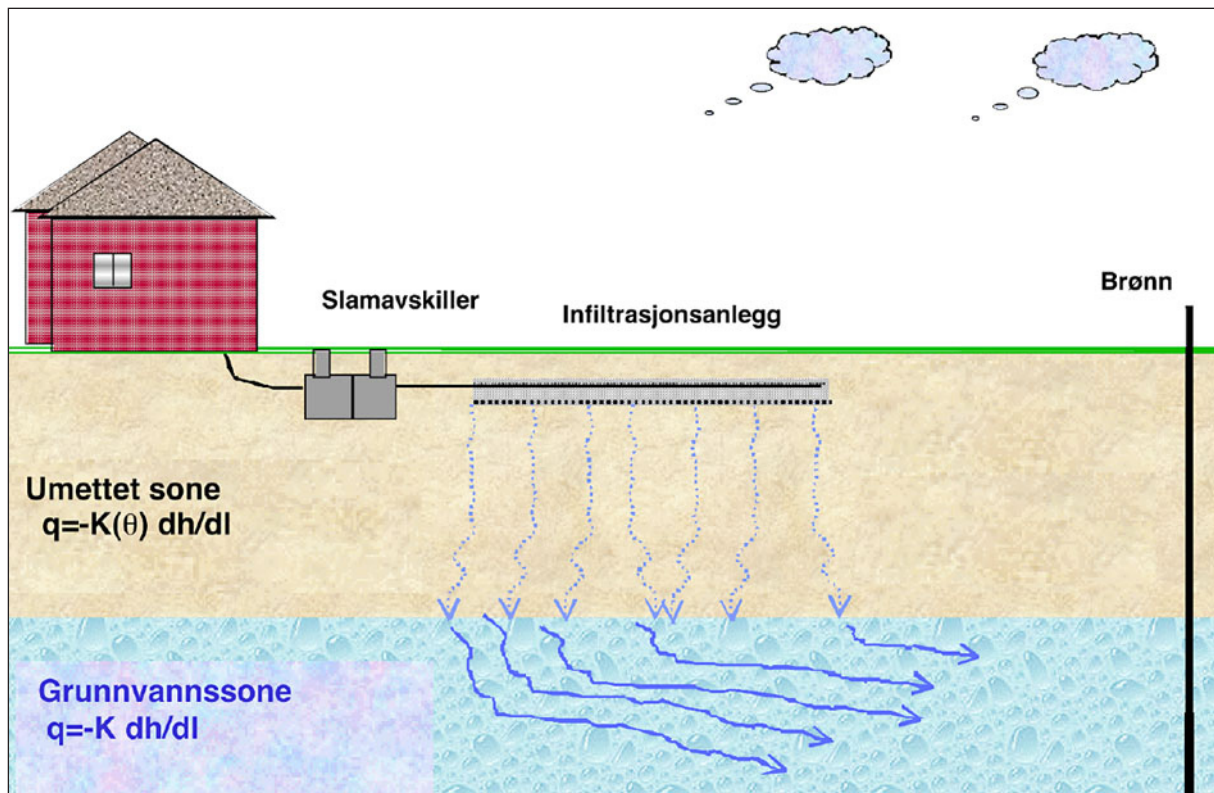
$dh/dl$  = hydraulisk gradient (ubenevnt)

Vannets strømningsgradient har en trykk- og en gravitasjonskomponent. Under umettet strømning så er trykkkomponenten avhengig av kapillærkreftene i mediet (Figur 2-3). I praksis betyr dette at vann trekkes fra fuktige områder mot tørrere områder. Under et infiltrasjonsanlegg i sand eller materiale med finere korn vil strømningsbildet være klokkeformet. Hvor mye av vannet som trekkes i horisontal retning vil være avhengig av årstid. I tørre perioder vil vannet trekkes lenger ut til sidene enn i perioder med mye nedbør. Dette påvirker både det jordvolumet som deltar i renseprosessene og oppholdstiden til vannet før det når ned til grunnvannssonen. Rensevnen til et infiltrasjonsanlegg er med andre ord best i tørre perioder og kan være dårligere i perioder med mye nedbør.

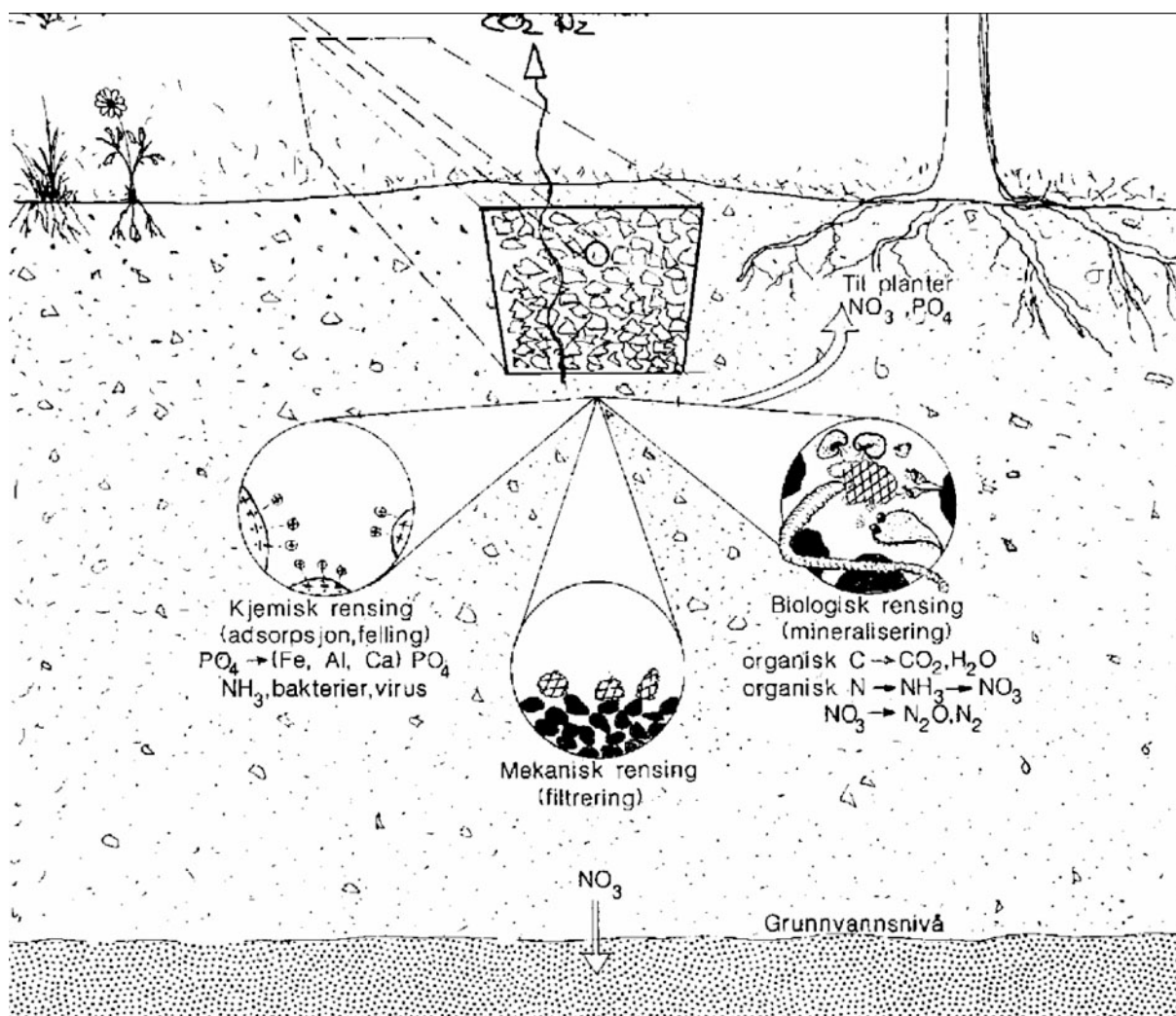
## 2.4 Rensing i naturbaserte systemer

I jord foregår det mekaniske, biologiske (biokjemiske) og kjemiske renseprosesser (Figur 2-3). I en finkornig jord vil mekanisk filtrering være en effektiv prosess. Dersom jorden er fin sand eller silt uten makroporer, vil partikler helt ned i bakteriestørrelse kunne filtreres effektivt. Bli'r jorden finkornig (for eksempel leire) er filtreringsegenskapene gode, men vanngjennomtrengeligheten blir så liten at det ikke er mulig å benytte den til infiltrasjon eller som filtermedium i en konstruert våtmark fordi det vil kreve store areal. Det finnes god dokumentasjon på at jord/sand kan ha en god renseevne (USEPA 1978; Nilsson og Englov 1979; Lewis *et al.* 1982; Brømssen 1985; Nilsson 1990; Jenssen og Siegrist 1990; Ausland 1998; Mæhlum 1998; Westby *et al.* 1997; Siegrist *et al.* 2000; Mancl 2001; Van Cuyk *et al.* 2001).

Filtrering gjennom noen desimeter eller meter med jord kan rense godt for bakterier, fosfor og nitrogen, ofte til utslippskonsentrasjoner som er fullt på høyde eller bedre enn konvensjonelle rensesanlegg (Tabell 2-1).



Figur 2-2. Infiltrasjonsanlegg med mettet og umettet sone (modifisert etter Siegrist *et al.* 2000).



Figur 2-3. Renseprosesser i jord (fra Jenssen 1983).

Tabell 2-1. Forventet vannkvalitet på utstrømmende vann fra sandfilter<sup>1)</sup> og store infiltrasjonsanlegg (hurtiginfiltrasjonssystemer). Sandfilterdataene er basert på undersøkelser gjort av Anderson *et al.* (1985), Jenssen og Sigrist (1988), Jenssen (1989) (fra Jenssen og Siegrist 1990).

Parameter	Sandfilter <sup>1)</sup> Fin-middels sand	Sandfilter <sup>2)</sup> Middels-grov sand	Hurtig- infiltrasjon Gjennomsnitt	Hurtig- Infiltrasjon <sup>3)</sup> Øvre grense
BOF <sup>4)</sup> mg/l	5–10	5–10	5	< 10
SS <sup>5)</sup> mg/l	< 5	5–10	2	< 5
Total-P <sup>6)</sup> mg/l	1–10	7)	1	< 5
Total-N <sup>8)</sup> mg/l	30–45	5–30	10	< 20
TKB/100 ml	0–10 <sup>2</sup>	10–10 <sup>4</sup>	10	< 200

<sup>1)</sup> Hydraulisk belastning < 5 cm/døgn. <sup>2)</sup> Hydraulisk belastning 5–30 cm/døgn. <sup>3)</sup> Dataene er fra USEPA (1981). Infiltrert gjennom 4,5 m umettet jord. Hydraulisk belastning 5–40 cm/døgn. <sup>4)</sup> BOF=biokjemisk oksygenforbruk. <sup>5)</sup> SS = suspendert tørrstoff. <sup>6)</sup> Total-P = total fosfor. <sup>7)</sup> Insignifikant. <sup>8)</sup> Total-N = total nitrogen.

### 2.4.1 Organisk materiale

Når avløpsvann risler over jord eller et porøst medium som sand, grus eller lettklinker vil det feste seg et tynt lag med bakterier til jordoverflaten. Dette bakterielaget kalles for en biofilm. Bakteriene i biofilmen

bidrar til å bryte ned (mineralisere) stoffer i avløpsvannet. Effektiviteten til de biokjemiske prosessene i biofilmen avhenger av mange forhold, men temperatur og biofilmareal per volumenhet rensemiddel er viktig. Jord/sand har en stor overflate sammenlignet med rensemidler som brukes i konvensjonelle

renseanlegg. For eksempel vil 1 m<sup>3</sup> sand med en kornstørrelse på 1 mm ha et overflateareal som overstiger 5000 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. Vanlige medier som brukes i rislefilter eller biofilmreaktorer i konvensjonelle renselanlegg har et overflateareal som sjelden overstiger 600 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. Dette er en årsak til at for eksempel sandfilter har en god evne til å fjerne organisk materiale (Tabell 2-1 over). I et sandfilter som har en tykkelse på 0,7–1,0 m vil oppholdstiden være 1–5 dager avhengig av kornstørrelse og belastning av filteret. Dette er tilstrekkelig til å bryte ned mesteparten av det organiske materialet i avløpsvannet, selv om vinteren. I tillegg fjernes partikler ved filtrering. Det er derfor normalt at et sandfilter har et klart utløpsvann med utløpskonsentrasjoner for BOF (biokjemisk oksygenforbruk) og SS (suspendert stoff) som er < 10 mg/l.

## 2.4.2 Parasitter, bakterier og virus

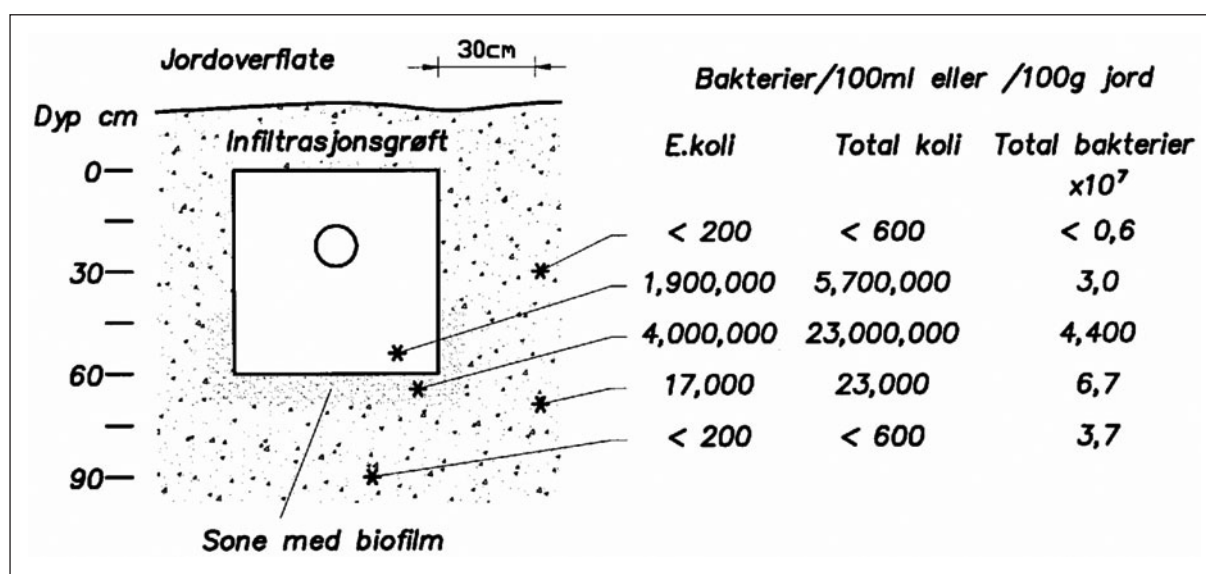
Avløpsvann kan etter å ha passert noen få desimeter med jord, se rent ut og ha redusert innholdet av parasitter, bakterier og virus med flere 10-potenser (Figur 2-4).

Legg merke til at 30 cm under bunnen av grøften (Figur 2-4), så er antallet *E. coli* og koliforme bakterier redusert til bakgrunnsnivå målt til siden for infiltrasjonsgrøften. Legg og merke til det høye totalantall bakterier i sonen like under bunnen av grøften. I området på og like under grøftebunnen er biofilmen mest utviklet. Det er her det er størst biologisk aktivitet og best betingelser for filtrering fordi biofilmen reduserer jordporenes størrelse.

I sand og mer finkornige løsmasser vil porestørrelsen kunne begrense transporten av mikroorganismer i naturbaserte anlegg (Figur 2-5). Figuren viser at i visse jordarter er porene så små at bakterier og spesielt parasitter og parasittegg, holdes tilbake.

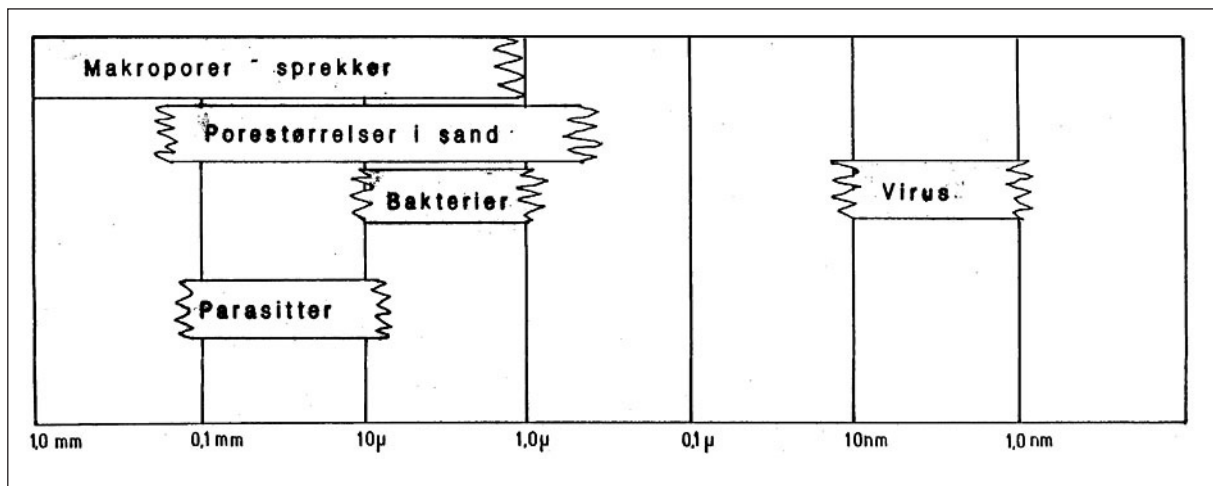
I de fleste jordarter som brukes til infiltrasjon eller filtermedier i konstruerte våtmarker er porestørrelsen større enn bakteriene og alle virustypene, slik at andre mekanismer er viktigere. Det at bakterier og virus likevel fjernes godt skyldes at de blir adsorbent til partikler som filtreres fra, eller blir festet til jordpartiklene og biofilmen. De fleste bakterier og virus har en netto negativ ladning på overflaten, noe som gjør at de tiltrekkes positivt ladede overflater. Elektrostatisk tiltrekning er sannsynligvis den viktigste mekanismen for tilbakeholdelse av sykdomsfremkallende organismer i slike rensesystemer. Forvitret jord med høyt innhold av jern og aluminium (rustbrun farge) inneholder positive ladninger og har derfor stor kapasitet til å holde tilbake negativt ladede virus, bakterier og parasitter (Schijven & Hassanizadeh 2000). Jord som inneholder mye jern i form av jern- og aluminiumoksider/-hydroksider har god evne til å binde både fosfor og sykdomsfremkallende organismer.

Strømningsforholdene har også stor betydning for bindingseffektiviteten. Umettet strømming gir mye større tilbakeholdelse enn mettet strømming dersom fordelingen av avløpsvann over filterflaten er god (Jin *et al.* 2000). Både de mikroorganismene som er bundet til overflater og de som svever fritt i vannfasen kan drepes/inaktiveres på ulike måter. Det er vist at sterk elektrostatisk binding også bidrar til



Figur 2-4. Bakterieantall målt rundt en infiltrasjonsgrøft (fra McCoy og Ziebell 1975).





Figur 2-5. Porestørrelser i ulike jord/fjell sammenlignet med størrelsen til parasitter, bakterier og virus (fra Edworthy 1979 i Englund 1980).

inaktivering av virus (Ryan *et al.* 2002). I biofilmen vil det også være en viss tilbakeholdelse, både ved elektrostatiske interaksjoner og hydrofobe interaksjoner. Mikroorganismer som tilføres via avløpsvannet vil kunne bli inaktivert av ulike enzymer som utskilles av bakterier som lever i biofilmen (Nasser *et al.* 2002). Protozoer som lever i biofilmen bidrar til fjerning av bakterier ved beiting (Bomo *et al.* 2004). Renseevnen med hensyn på virus, bakterier og parasitter påvirkes av hydrauliske forhold, overflatekjemiske egenskaper og biologisk aktivitet.

### 2.4.3 Fosfor

I Norge brukes det fosfatfrie vaskemidler slik at størsteparten av fosforet i avløpsvann kommer fra klosettavløpet. En person slipper ut ca. 1,6 g fosfor per dag (SFT 1996).

Kjemien på overflaten av jordpartiklene er avgjørende for rensing av fosfor. I vanlige renseanlegg felles fosfor med jern-, aluminium- eller kalsiumforbindelser. Jord med et høyt innhold av oksiderte jern-, aluminium- og kalsiumforbindelser har derfor best evne til å binde fosfor. Kalksteiner og mørke skifre har en mineralsammensetning som gir opphav til jord med potensielt høy fosforbindingsevne. Når jord fra dette opphavsmaterialet forvitrer går jern-, aluminium- og kalsiumforbindelsene over fra krystalin form (lite reaktiv med hensyn på fosforbinding) til oksid- og hydroksidform, som kan reagere med fosfat og danne utfellinger av jern-, aluminium- eller kalsiumfosfater. Hvilken type utfelling som dannes vil være avhengig av pH i jorden. Ved pH < 7,5 vil jern- og aluminiumsfosfater dominere. Ved pH > 7,5 vil

kalsiumfosfater dominere (Brady og Weil 2002).

I de fleste skandinaviske jordtyper ligger pH under 7. I avløpsvann er pH normalt rundt 7. Det betyr at jern- og aluminiumsfosfater vil være dominerte. Rustbrun jord har normalt et høyt innhold av jernforbindelser. Oksidert, rustbrun jord finnes normalt nær overflaten. Ut fra ønske om å ha best mulig renseevne for fosfor bør derfor infiltrasjonsanlegg bygges grunt. Det er også en fordel å ha lengst mulig avstand til grunnvann, slik at risikoen for forurensning reduseres ytterligere.

Tabellen 2-2 (nedan) viser at vanlig jord har en bindingskapasitet på fra ca. 50–1500 mg/kg, mens det for lettklinker er målt verdier som er nesten 10 ganger så høye. De høyeste verdiene som er målt i et naturlig materiale er 17 000 mg/kg i skjellsand (Roseth 2000). Skjellsand inneholder mye kalsiumkarbonat (CaCO<sub>3</sub>).

Tabell 2-2 viser at det bindes mer fosfor ved 20 °C enn ved 4 °C i et 24 timers rysteforsøk i laboratoriet. Det er imidlertid bundet mer fosfor under infiltrasjonsanlegg i drift enn det som kan beregnes ut fra laboratorieforsøk (Tabell 2-2)

Årsaken ligger i at kortvarige rysteforsøk i et laboratorium (24 timer) hvor det brukes fosfatløsning, er svært forskjellig fra å belaste samme materiale år etter år med avløpsvann (Jenssen og Krogstad 2002). Ved å øke tiden i rysteforsøk fra ett til to døgn fant Adam *et al.* (2005) at fosformengden som ble bundet økte med 10–50 %. Det pågår arbeid internasjonalt med å finne bedre metoder for å beregne langtidsfosforbinding (Adam *et al.* 2005), men hittil har ingen funnet en metode som er tilfredsstillende.

I naturlig jord/infiltrasjonsanlegg har forsøk vist at fosforbindingsevnen er høyere etter hvileperioder

Tabell 2-2. Eksempler på sorpsjon av fosfor til materialer.

Jordtype/porøst materiale	Maksimum sorpsjon laboratorie (200 °C) mg/kg	Maksimum sorpsjon laboratorie (40 °C) mg/kg	Sorpsjon i jord under infiltrasjonsanlegg mg/kg
Morene*	270	190	540
Sand*	80	50	260
Forvitret sand *	600	510	1230
Kvarts sand**	< 50		
Leirer**	250–1500		
Lettklinker***	Opp til 12000		
Skjellsand****	Opp til 17000		

\* Stuanes og Nilsson (1987). \*\* Krogstad og Løvstad (1991). \*\*\* Jenssen og Krogstad (2002). \*\*\*\* Roseth (2000).

(Sawhney og Hill 1975). Hvileperioder har dermed evnen til å regenerere eller øke fosforbindingsevnen i en jordart. Mekanismene bak dette er ikke fullt ut kjent. En årsak kan være at når belastningen stoppes så vil vanninnholdet i den umettede sonen avta. Dette gir oksiderende forhold som kan fremme dannelsen av nye bindingspunkter som følge av forvitring.

Forsøk (Adam *et al.* 2005) tyder også på at fosforbindingsevnen til en viss grad kan regenereres i lettklinker (av typen FiltraliteP). Disse forsøkene ble utført med mettet horisontal strømming i motsetning til umettet strømming som foregår under et infiltrasjonsanlegg. I hvileperiodene ble strømmingen gjennom filtermediet stoppet, men filtermediet var fortsatt mettet med fosfatløsning. Dette tyder på at det er andre mekanismer enn dannelsen av nye bindingspunkter ved forvitring som virker inn. Hvilke mekanismer dette er er ikke kjent. Over tid har det vist seg at fosfor som er adsorbent eller utfelt på jordpartikler kan gå over i krystalline forbindelser og dermed gjøres mer immobil (Brady og Weil 2002).

#### 2.4.4 Nitrogen

Avløpsvann inneholder nitrogen som hovedsakelig stammer fra proteiner i maten vi spiser. Nitrogenmengden vil derfor være noe avhengig av dietten. En person slipper ut ca. 13 g nitrogen hver dag, mesteparten i form av urea eller urinstoff ( $\text{H}_2\text{NCONH}_2$ ). I slamavskilleren omdannes nitrogenforbindelsene til ammonium ( $\text{NH}_4$ ) og i utløpet av slamavskilleren (som er den vanligste forbehandlingsmetoden i naturbaserte anlegg) er 70–90 % omdannet til  $\text{NH}_4$  (Figur 2-6).

Ammoniumionet kan bindes til jordpartikler fordi det har en positiv ladning. Jord har imidlertid en

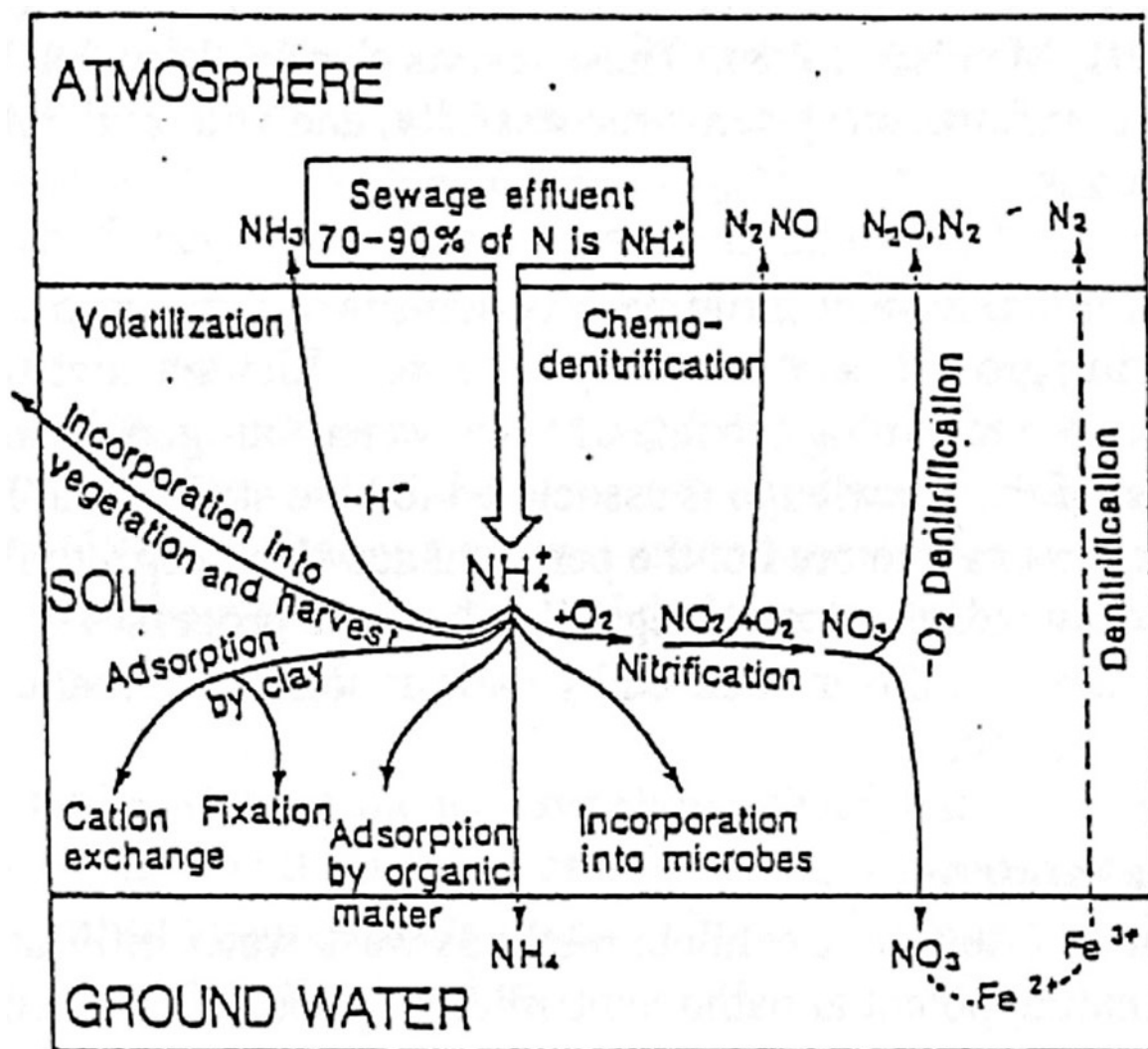
begrenset evne til å adsorbere ammonium. Adsorpsjon av ammonium er derfor normalt ikke en viktig mekanisme for fjerning av nitrogen i naturbaserte anlegg, men kan likevel bety noe i oppstartsfasen for et anlegg.

Under oksyderende forhold i jord vil ammonium raskt oksyderes til nitrat ( $\text{NO}_3$ ), ved såkalt nitrifikasjon. Nitrifikasjon er en mikrobiell prosess som er knyttet til biofilmen på overflaten av jordpartiklene. Slike forhold finnes for eksempel i den umettede sonen under infiltrasjonsanlegg. Nitrat har en negativ overflateladning. De fleste jordpartiklene har også en negativ overflateladning. Nitrat adsorberes derfor dårlig og er et mobilt ion i jord. Dersom det ikke finnes betingelser for omdanning av nitrat til nitrogengass (denitrifikasjon) kan nitrat lett strømme ned til grunnvannet.

Denitrifikasjon krever anoksiske (oksygenet er bundet til nitrat) eller anaerobe (oksygenfrie) forhold. De denitrifiserende bakteriene vil da utnytte oksygen fra  $\text{NO}_3$  til sin respirasjon og samtidig redusere nitrat til nitrogengass. En del av nitrogenet vil også ende opp som lystgass ( $\text{N}_2\text{O}$ ), som er en drivhusgass. Produksjon av lystgass vil alltid forekomme ved mikrobiell denitrifikasjon, enten det foregår i jord eller i konvensjonelle renseanlegg. Det er normalt en liten del som ender opp som lystgass.

Figur 2-6 viser at denitrifikasjon kan foregå i grunnvannssonen ved at reduserte metallforbindelser oksyderes (for eksempel  $\text{Fe}^{2+}$  til  $\text{Fe}^{3+}$ ), samtidig som nitrat reduseres til nitrogengass (Helweg 1988).

Under et riktig dimensjonert infiltrasjonsanlegg er det i hovedsak oksyderende forhold. Dette fremmer nitrifikasjon, men er ugunstig for denitrifikasjon som krever anaerobe eller anoksiske forhold. Det vil imidlertid alltid være deler av biofilmen eller jordmediet



Figur 2-6. Prosesser knyttet til nitrogen i jord ved infiltrasjon av avløpsvann (fra Jenssen og Siegrist 1988, modifisert etter Lance 1972).

hvor det ikke er luft, såkalte anaerobe mikrosoner, hvor  $\text{NO}_3$  kan omdannes til nitrogen (N<sub>2</sub>). Alle naturbaserte renselanlegg inklusive sandfilter, fjerner derfor noe nitrogen (Jenssen og Siegrist 1988).

I aerobe forfiltre som inngår i systemer med konstruerte våtmarker med vertikal strømming, er det funnet opptil 40 % reduksjon av total-N (Kraft 2002). Dette kan forklares med at det skjer denitrifikasjon i anaerobe mikrosoner.

I infiltrasjonsanlegg er det mulig å fjerne opptil 90 % av nitrogenet. Dette kan oppnås ved anleggsutforming og ved å styre belastingsrutinene (Jenssen og Siegrist 1988).

Konstruerte våtmarker har et stort potensiale for fjerning av nitrogen fordi det i den vannmettede rotsonen er en veksling mellom aerobe og anaerobe soner. Dette skyldes at våtmarksplantene har hule røtter som bringer oksygen ned til rotsonen. Oksygenet siver ut fra røttene og danner aerobe soner rundt disse. Brix og Schierup (1990) har imidlertid vist at

plantene ikke bringer nok oksygen ned i rotsonen under den kalde årstiden når plantene er i dvale. Manglende nitrifikasjon kan kompenseres ved bruk av et aerobt forfilter. Under nordiske klimaforhold kan 50–60 % nitrogenfjerning forventes. For mer detaljer om nitrogenfjerning se kapittel 3.4.

## 2.5 Anleggenes levetid

Renseevnen for organisk materiale og bakterier holder seg konstant over tid dersom et naturbasert anlegg er riktig dimensjonert og vedlikeholdt. Det samme gjelder renseevnen overfor nitrogen. Fosforbindingsevnen i jord/sand og lettklinker vil kunne mettes eller brukes opp over tid. I konstruerte våtmarker basert på bruk av lettklinker (FiltraliteP) vil det ta ca. 15 år før anlegget er mettet med fosfor når gjeldende

norsk dimensjoneringsnorm benyttes (VA-miljøblad nr. 49). For å gjenopprette fosforbindingsevnen i et sandfilter eller en konstruert våtmark kan sand/lettklinkeren byttes ut i hele eller i deler av anlegget.

Den hydrauliske funksjonstiden er hovedsaklig styrt av akkumulasjon av organisk materiale og partikler på flater i anlegget. Denne akkumulasjonen kan over tid føre til gjentetting av anlegget. For infiltrasjonsanlegg som er riktig bygget og vedlikeholdt kan en hydraulisk levetid på 30–40 år forventes. Pumper som benyttes i endel anlegg, har en forventet levetid på mellom 10 og 20 år. I anlegg som har forfiltere kan det være behov for service med kortere intervall (1–5 år) for å opprettholde den hydrauliske kapasiteten.

## 3 Tekniske løsninger

Naturbaserte renseløsninger er vanligvis teknisk enkle løsninger. Erfaring fra Norge viser imidlertid at selv om løsningene er enkle, så kan anlegg bygges feil. Det kan også gjøres feil ved tilpasning av løsningene og ved valg av løsning i forhold til lokale naturforhold. En god kjennskap til de tekniske løsningene og deres funksjon er derfor en forutsetning for at løsningene blir riktig bygget. I dette kapitlet er løsninger basert på infiltrasjon og konstruert våtmark beskrevet med bakgrunn i resultater fra NAT-programmet og forskning hovedsaklig i Norge, som er utført etter NAT-programmet. Det eksisterer en rekke muligheter for forbehandling før infiltrasjon eller bruk av en våtmarksløsning. Ulike forbehandlingsmetoder er også beskrevet. Noen av forbehandlingsmetodene (biologiske filtre) kan også utgjøre selvstendige renseløsninger for eksempel ved rensing av gråvann og utslipp til sjø.

Tabell 3-1. Renseeffekter i slamavskillere.

Parameter	Renseevne (%)	Kilde
Total fosfor (Total-P)	5–10 %	NORVAR (2000)
Total nitrogen (Total-N)	5–10 %	NORVAR (2000)
Organisk stoff (BOF <sub>7</sub> )	25–35 %	NORVAR (2000)
Sedimenterbart/flytende stoff	95 %	SFT (1980)
Suspendert stoff (SS)	30–60 %	SFT (1980)

## 3.1 Forbehandling

Den vanligste metoden for forbehandling i naturbaserte anlegg er slamavskilling. Mellom slamavskilleren og det etterfølgende infiltrasjonsanlegget kan det benyttes et forfilter. Forfilteret øker driftssikkerheten til det etterfølgende rensetrinnet og letter kontroll og vedlikehold. Et forfilter kan med fordel også benyttes mellom slamavskiller og sandfilter, jordhaug eller konstruert våtmark. En slamavskiller krever normalt adkomst for slamtømmebil. Det er derfor utviklet en filterposekum for slamavskilling av gråvann for anlegg som ikke har tilgang til vei (Westlie 1997). For mer detaljer om filterposekum se kapittel 3.1.3.

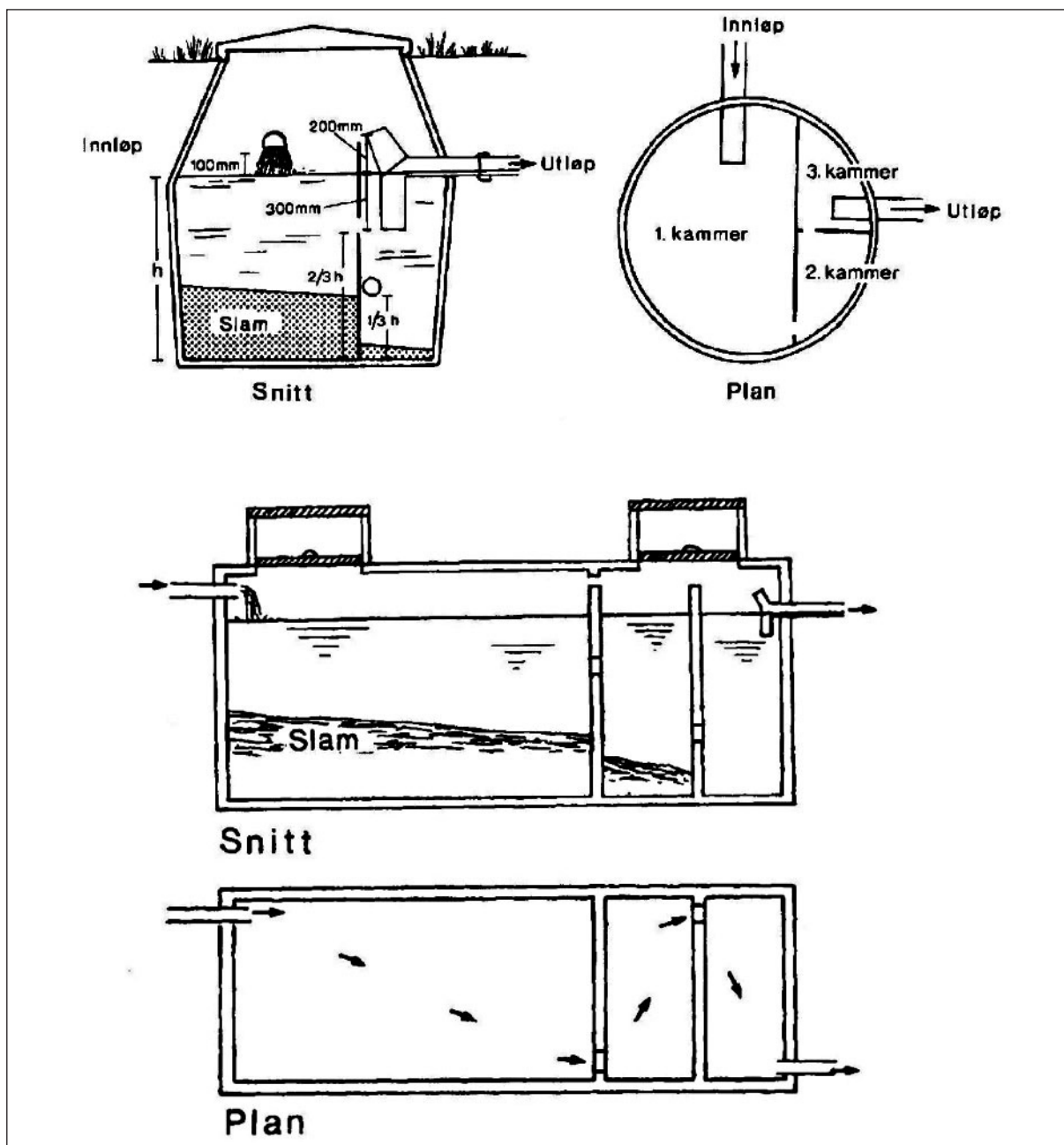
### 3.1.1 Slamavskiller

En slamavskiller er en tank som skal holde tilbake sedimenterbart og flytende stoff, slik at dette ikke går videre til den etterfølgende renseløsningen (infiltrasjonsanlegg, sandfilter, våtmark). Kolloidalt og oppløst stoff fjernes ikke i slamavskilleren og slamavskilleren renses dårlig for bakterier. Tabell 3-1 viser forventet rensesevne i slamavskillere.

#### Utforming og dimensjonering av slamavskillere

For boliger med WC kreves det i Norge at slamavskillere har tre kamre (Figur 3-1). For boliger som har separat klosettløsning og som bare slipper ut gråvann (bad-, oppvask- og vaskevann) brukes normalt to kamre.

Den vanligste utformingen av en slamavskiller er en stående eller liggende sylinder i glassfiberarmert polyester. Slamavskillere kan også støpes i betong, men da bør hele slamavskilleren støpes som én enhet. I store deler av USA benyttes prefabrikerte slamavskillere i betong.



Figur 3-1. Prinsipkisser av trekamrede slamavskillere (fra MD 1992).

Større slamavskillere dimensjoneres i Norge etter normen TA-515 (SFT 1980). En oversikt over dimensjonering av små og store slamavskillere er gitt i VA-miljøblad (2001a). Det skilles mellom slamavskillere med en oppholdstid på 9 og 18 timer. For slamavskillere med 9 timers teoretisk oppholdstid er kravet at slamavskilleren skal tømmes 2 ganger per år. For slamavskillere med 24 timers teoretisk oppholdstid er kravet tømming én gang per år. Store slamavskillere dimensjoneres etter følgende formler:

Våtvolumet ( $V$ ) finnes etter formelen:

$$V = (q \times pe) t / 24$$

$q$  = dimensjonerende vannmengde (250 l/person og dag)

$pe$  = antall personekvivalenter

$t$  = teoretisk oppholdstid 9 eller 18 timer

Slamvolumet ( $S$ ) finnes etter formelen:

$$S = 0,250 \text{ m}^3 \cdot pe$$

Størrelsen på de ulike kamrene finnes ved følgende formler:

1. kammer =  $S+V/3$
2. kammer =  $V/3$
3. kammer =  $V/3$

For dimensjonering av mindre slamavskillere kan tallene fra Tabell 3-2 benyttes.

### Tømmehyppighet

Mindre slamavskillere for boliger dimensjonert etter Tabell 3-2. De tømmes vanligvis én gang hvert annet

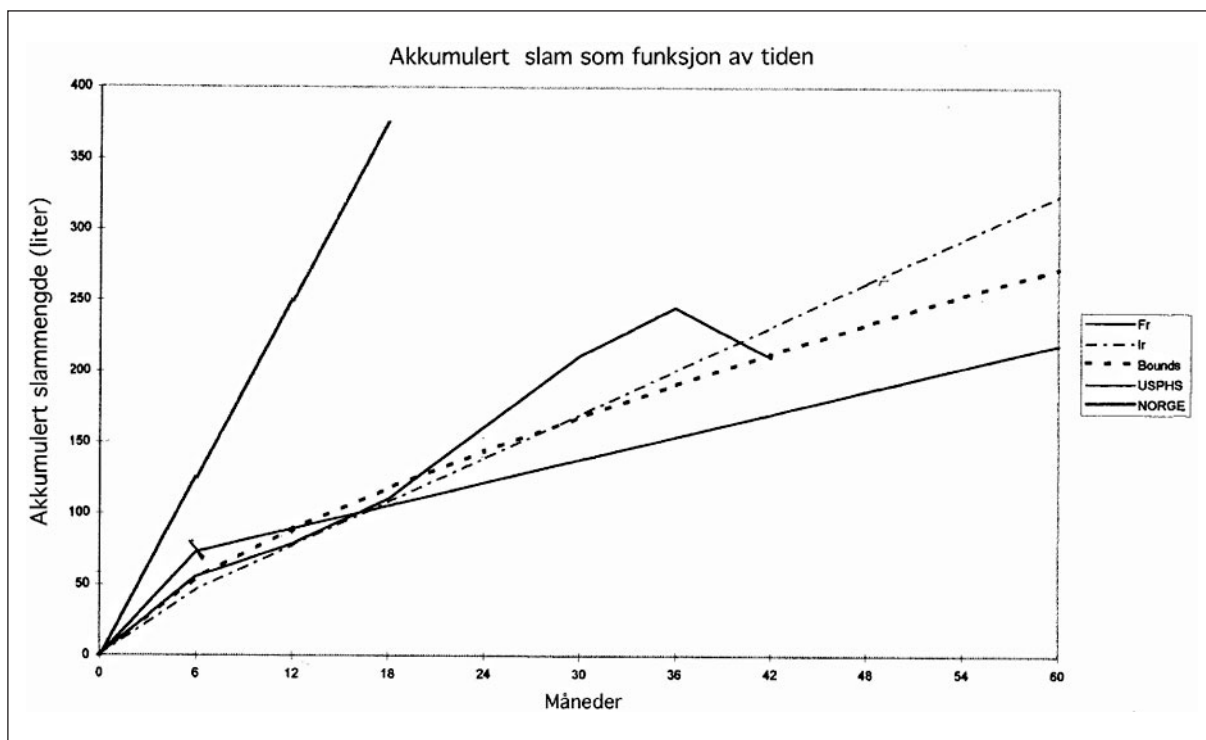
år. Dette tømmeintervallet er basert på en konstant spesifikk slamakkumulasjon på 250 l/person og år (Figur 3-2).

Figur 3-2 viser at i franske, irske og amerikanske undersøkelser, som er basert på måling av slamakkumulasjon, så akkumuleres mindre slam enn det som er antatt for norske forhold. Den norske kurven er basert på antagelser og teoretiske vurderinger, ikke på målinger.

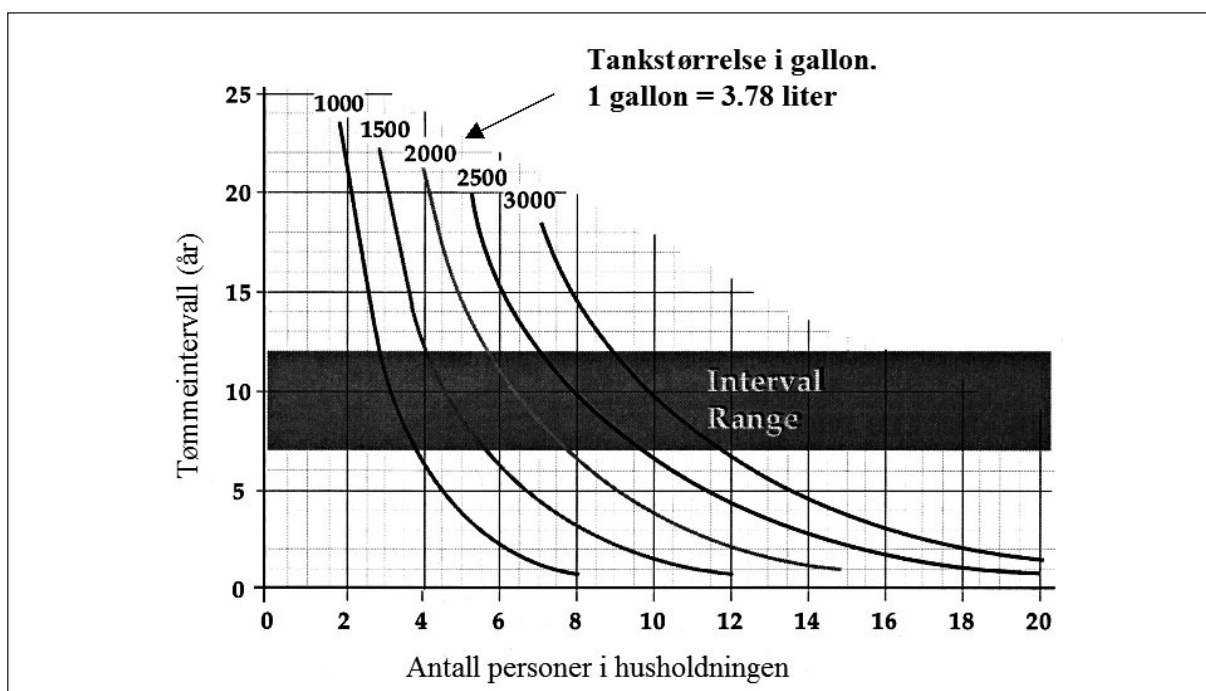
En åtte år lang studie av 450 slamavskillere i Oregon (Bounds 1997) viser at 12 års tømmeintervall er passende for en slamavskiller dimensjonert for

Tabell 3-2. Dimensjonering av mindre slamavskillere, minstekrav til antall kamre og totalt våtvolum (fra MD 1992).

Hovedgruppe	Våtvolum	Totalt våtvolum m <sup>3</sup>	1.	2.	3.
			Kammer		
Boligbebyggelse med klosettavløp tilknyttet...	1 boligenhet	4,0	3,0	0,5	0,5
	2 boligenheter	7,0	5,2	0,9	0,9
	3 boligenheter	9,5	7,1	1,2	1,2
	4 boligenheter	12,0	9,0	1,5	1,5
	5 boligenheter	14,0	10,4	1,8	1,8
	6 boligenheter	15,5	11,5	2,0	2,0
	7 boligenheter	16,5	12,1	2,2	2,2
Boligbebyggelse uten klosettavløp tilknyttet...	1 boligenhet	2,0	1,5	0,5	
	2 boligenheter	3,5	2,6	0,9	
	3 boligenheter	4,7	3,5	1,2	
	4 boligenheter	6,0	4,5	1,5	
	5 boligenheter	6,9	5,1	1,8	
	6 boligenheter	7,8	5,8	2,0	
	7 boligenheter	8,4	6,3	2,1	
Fritidsbebyggelse med klosettavløp tilknyttet...	1 hytteenhet	2,0	1,5	0,5	
	2 hytteenheter	3,5	2,6	0,9	
	3 hytteenheter	4,7	3,5	1,2	
	4 hytteenheter	6,0	4,5	1,5	
	5 hytteenheter	6,9	5,1	1,8	
	6 hytteenheter	7,8	5,8	2,0	
	7 hytteenheter	8,4	6,3	2,1	
Fritidsbebyggelse uten klosettavløp tilknyttet	1 hytteenhet	1,0	0,7	0,3	
	2 hytteenheter	1,7	1,2	0,5	
	3 hytteenheter	2,3	1,7	0,6	
	4 hytteenheter	3,0	2,2	0,8	
	5 hytteenheter	3,5	2,6	0,9	
	6 hytteenheter	3,9	2,9	1,0	
	7 hytteenheter	4,2	3,1	1,1	



Figur 3-2. Slamakkumulasjon som funksjon av tid (Heistad og Vestjord 1997).



Figur 3-3. Diagram som viser tømmeintervall som funksjon av tankstørrelse og antall medlemmer i husstanden (Bounds 1997).

en gjennomsnittlig husholdning (1000 U.S. gallon = 3785 liter). I Oregon er det på denne bakgrunn innført slamtømming ut fra måling av slamakkumulasjon (Figur 3-3).

Figur 3-3 viser at tømmeintervall på 7–12 år er det vanligste i Oregon. Ut over antall personer i husholdningen indentifiserte ikke undersøkelsen andre faktorer som kunne påvirke tømmehyppigheten.

Det ble imidlertid antatt at ulike vaner og ulikt vannforbruk i husholdningene påvirket tømmehyppigheten. Bruk av ulike husholdningskjemikalier kan også være en årsak.

I Norge er det gjort preliminære undersøkelser i samarbeid med slamtømmere i Hallingdalsregionen. Det tyder på at tømmeintervallene i Norge også kan forlenges, og at det kan foretas etter måling.

Slamtømmerne kan da endre sine rutiner og kjøre en målerunde hvert annet år og dertetter bare tømme tanker som er fulle. Dette forutsetter at slamavskilleren er i orden.

Lengre tømmeintervaller kan føre til noe mer arbeid hver gang slamavskilleren tømmes fordi slamlaget på toppen av første kammer kan bli hardt. Lengre intervaller vil imidlertid kunne redusere problemer med kapasitet på mottaksanleggene. Mindre renseanlegg kan ha problemer med å motta store mengder septikslam. Lengre tømmeintervaller vil redusere driftskostnadene for naturbaserte anlegg fordi slamtømming ofte er den største driftskostnaden. I Oregon inspiseres slamavskillerne én gang hvert år og mengde flyte- og bunnslam måles med et enkelt instrument som lages av Orenco Systems Inc. Basert på disse målingene dirigeres tømmebilene dit hvor det er behov.

### Typiske feil og mangler på slamavskillere

For at en slamavskiller skal fungere som tilsiktet må den være tett.

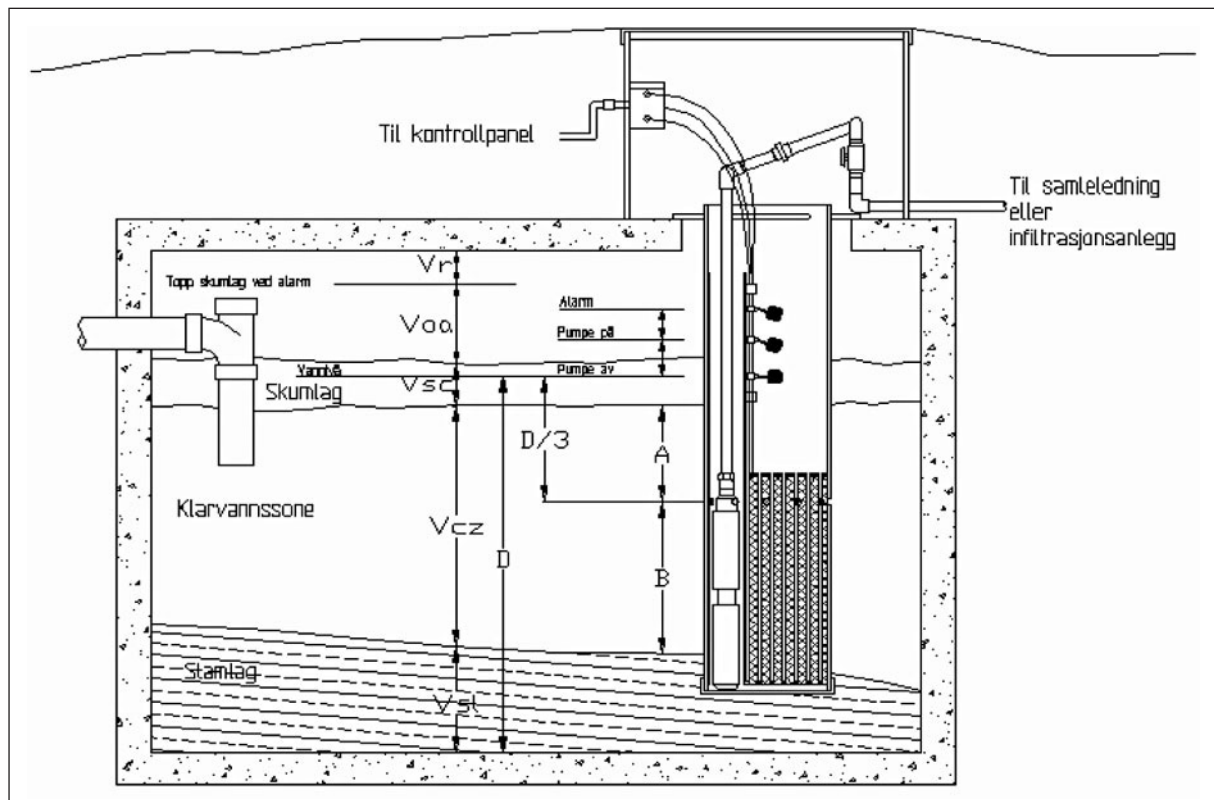
Slamavskillere bør kontrolleres for sprekker/skader under nedsetting (transportskader) og ved hver slamtømming. Sprekker kan også oppstå ved setninger eller ved stor punktbelastning etter feilaktig montering.

Innlekkasje av fremmedvann fører til kort oppholdstid i slamavskilleren, noe som kan resultere i slamflukt og gjentetting av etterfølgende anleggs-komponenter. Det forekommer ofte at utløpet fra slamavskilleren ikke er dykket, for eksempel ved at utløpsdykker har falt av eller ikke er montert. Dette fører til at flyteslam kan tilføres neste rensetrinn og skape problemer der.

### 3.1.2 Slamavskiller med utløpsfilter

I USA hvor slamavskillerne som regel bare har ett kammer blir det mer og mer vanlig å benytte et utløpsfilter. Disse finnes både for pumpeløsninger (Figur 3-4) og selvfallssystemer. Crites og Tchobanoglous (1998) angir følgende utløpskonsentrasjoner fra slamavskillere med og uten utløpsfilter (Tabell 3-3). Undersøkelsene referer til slamavskillere med kun ett kammer og er derfor ikke direkte sammenlignbare med 2- eller 3-kamrede slamavskillere som benyttes i Skandinavia.

Som vi ser i Tabell 3-3 har utløpsfilteret betydelig effekt, spesielt på suspendert stoff. Det er ikke foretatt noen sammenligning mellom en 3-kamret slamavskiller av Skandinavisk design og en amerikansk



Figur 3-4. Slamavskiller med integrert støtbelaster og utløpsfilter (fra Wittersø og Jenssen 1999 etter Orenco Systems Inc.).



slamavskiller med utløpsfilter. Det er grunn til å anta at en 3-kamret slamavskiller gir en utløpskvalitet som ikke skiller seg mye fra den amerikanske én-kamrede slamavskilleren med utløpsfilter.

ikke har adkomst for slamtømmebil, men filterposekummer kan også benyttes for gråvann.

### 3.1.3 Filterposekum

Under NAT-programmet ble det utviklet en såkalt filterposekum som kan erstatte slamavskilleren (Figur 3-5). Denne fungerer etter "kaffefilterprinsippet" og avløpsvannet filtreres gjennom en striepose. En filterposekum har tilsvarende renseevne som en slamavskiller (Westlie 1997). Når posene er fylt opp av partikler og fett kan de tas ut og komposteres. Filterposekummer bør bare brukes til filtrering av gråvann. De har primært blitt utviklet for boliger som

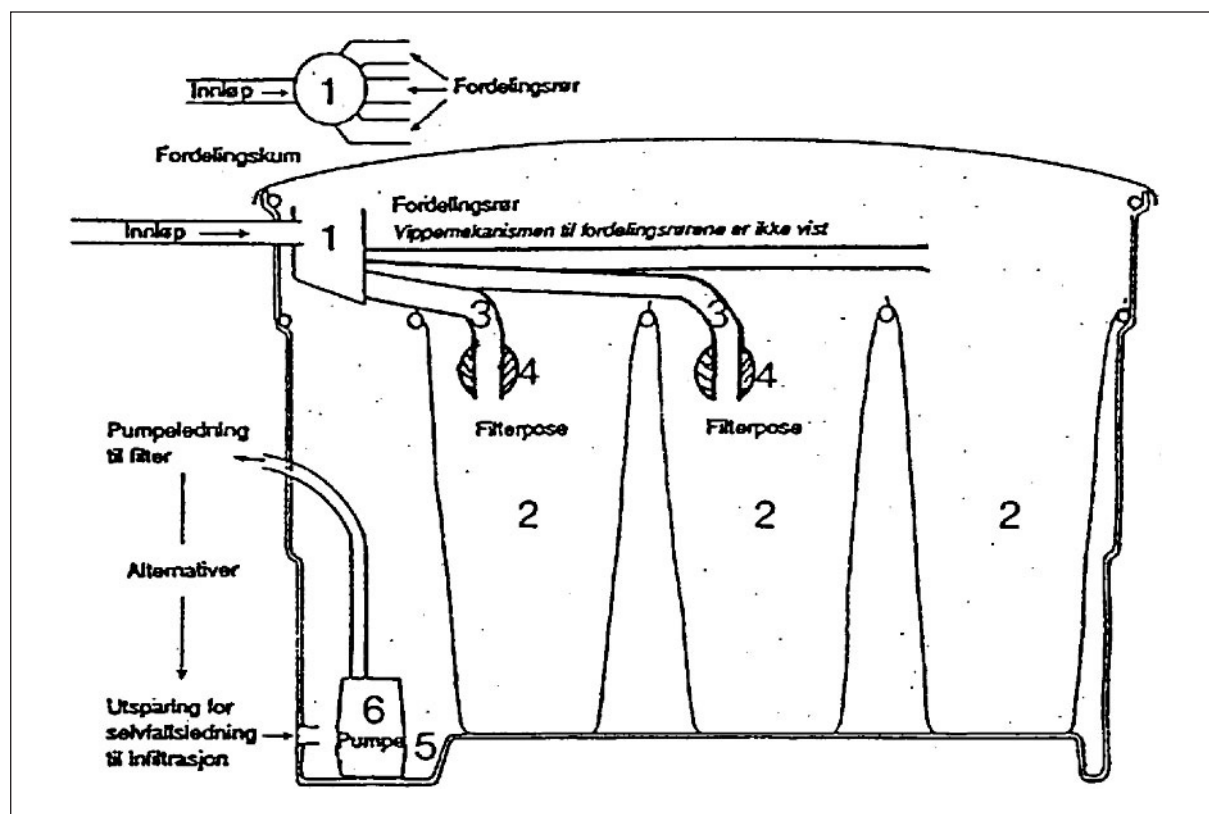
## 3.2 Biologiske filtre

Enkle biologiske filtre (biofilter) basert på fastsittende biofilm brukes nå som forbehandling både for infiltrasjons- og våtmarksløsninger. Anleggene kan kalles teknisk enkle fordi de bare benytter én pumpe for belastning av biofilteret og som regel bare lar vannet strømme (vertikalt) én gang gjennom filteret. I infiltrasjonsanlegg gir bruk av biofilter bedre kontroll med gjentetting, enklere drift av anleggene og muligheter til å bygge infiltrasjonsanlegg der det ikke er

Tabell 3-3. Utløpskonsentrasjoner fra slamavskillere med og uten utløpsfilter (Crites og Tchobanoglous 1998).

Parameter	Utløpskonsentrasjon uten utløpsfilter (mg/l)	Utløpskonsentrasjon med utløpsfilter (mg/l)	Reduksjon i utløpskonsentrasjon %
BOF <sup>5</sup> *	180	130	28
KOF **	345	250	28
SS ***	80	30	63

\* BOF – biokjemisk oksygenforbruk målt over 5 dager. \*\* KOF – kjemisk oksygenforbruk. \*\*\* SS – suspendert stoff.



Figur 3-5. Prinsippkisse av filterposekum (fra Westlie 1997).

mulig å lage tradisjonelle grøfter (Heistad *et al.* 2001). I konseptet for konstruerte våtmarker som er utviklet under NAT-programmet (Mæhlum og Jenssen 2002) og senere videreutviklet i et felles nordisk prosjekt (Jenssen *et al.* 2006), er et biofilter en viktig komponent. De fleste biofilterløsningene som er prøvd i Norge er basert på bruk av lettklinker, men andre filtermedier kan også benyttes (Kraft 2002). Biologiske filtre kan også benyttes som eneste renseløsning og det finnes flere kommersielle løsninger basert på biologiske filtre og lettklinker i Norge. Bruk av biologiske filtre for rensing av gråvann er beskrevet i VA-miljøblad (2003b).

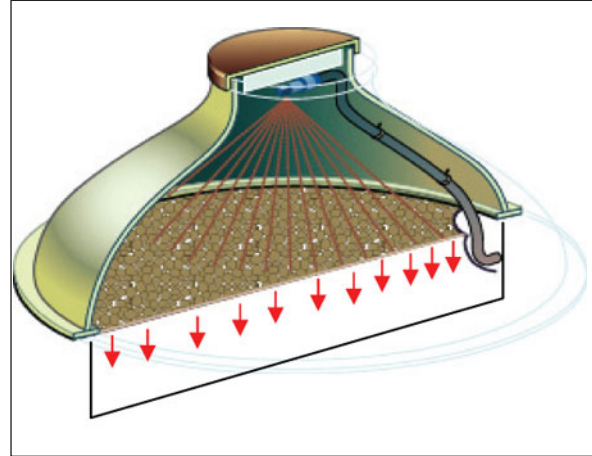
Biofilteret sitter mellom slamavskilleren og infiltrasjonsanlegget eller våtmarksfilteret (Figur 3-6). Biofilteret kan også benyttes før et sandfilter eller før infiltrasjon i jordhaug. Biofiltre som omtales her er aerobe med fastsittende biofilm.

Biofilteret reduserer innholdet av suspendert materiale og organisk stoff. Dette skjer ved umettet strømning gjennom et filtermedium med fastsittende bakteriekultur (biofilm). Siegrist (1987) har vist at gjentetting av infiltrasjonsanlegg har sammenheng med innholdet av suspendert stoff og organisk materiale i avløpsvannet. Et biofilter vil derfor redusere faren for gjentetting i det etterfølgende rensetrinnet. Et biofilter kan også gi tilnærmet full nitrifisering og dermed øke muligheten for denitrifisering i infiltrasjons- eller våtmarksanlegg. Ved riktig utforming vil biofilteret kunne redusere innholdet av indikatorbakterier (termotolerante koliforme bakterier) flere tierpotenser.

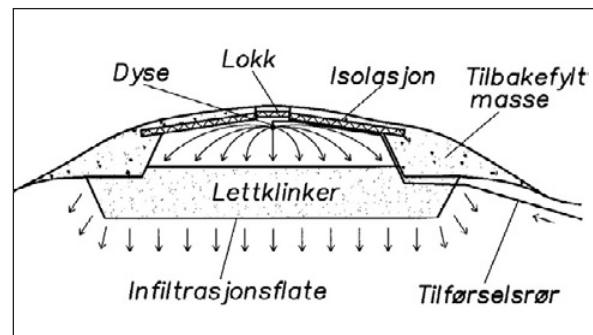
### 3.2.1 Fordelingssystem og filtermedium

Et biofilter av lettklinker eller tilsvarende materiale har en stor partikkeloverflate som lett overstiger  $5000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ . For å utnytte denne overflaten til dannelsen av biofilm er fordelingen av vannet over

filteret avgjørende. Heistad *et al.* (2001) har utviklet et system hvor en liten pumpe med 0,5–2 bars trykk, pumper vannet ut gjennom en tangensiell fullkonisk dyse (TF-dyse) som har et sirkulært spreddebilde (Figur 3-7). Dette gir en god fordeling av vannet over filtermediet (Figur 3-8 og 3-9).

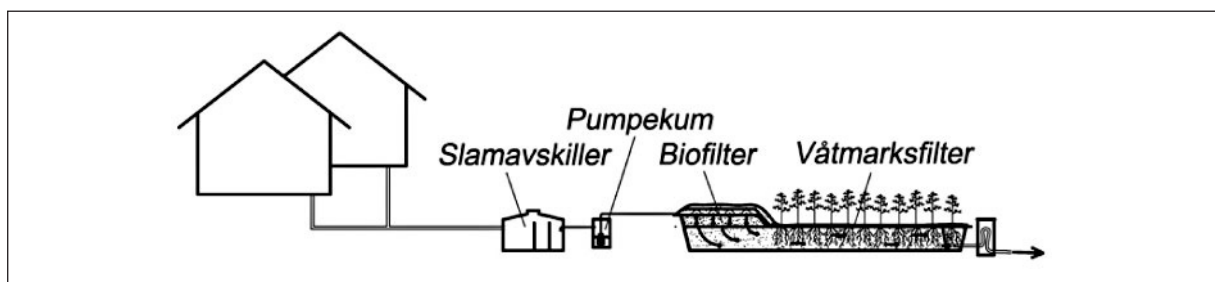


Figur 3-7. Utforming av forfilter med bruk av tangensiell fullkonisk dyse. Glassfiberkalotter leveres av flere produsenter i Norge. Diameteren er ca. 2 m. Diameteren vil avhenge av dysens spreddevinkel og avstand mellom dyse og filterflate, samt av trykket som pumpen gir (figur fra Maxit AS Norge).

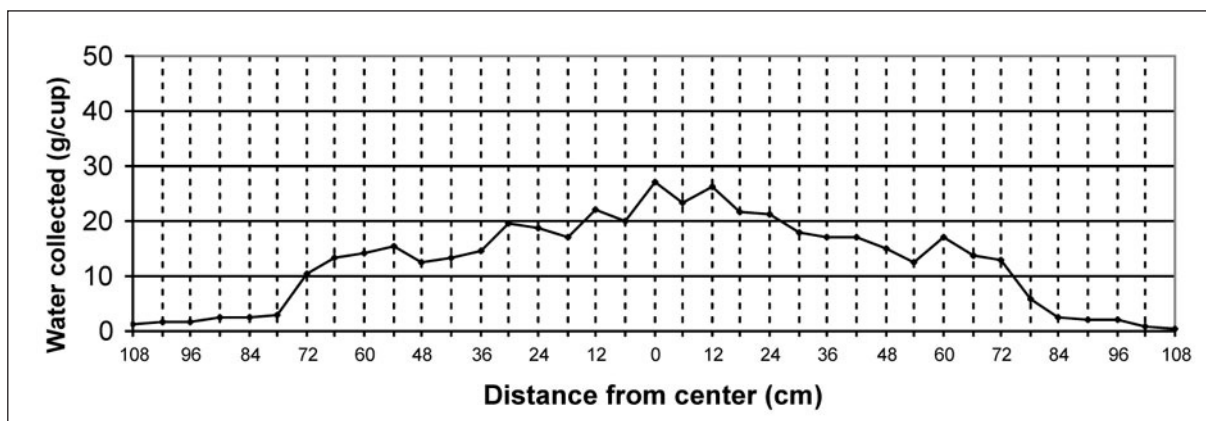


Figur 3-8. Eksempel på forfilter av lettklinker brukt i infiltrasjonsanlegg (fra Heistad *et al.* 2001).

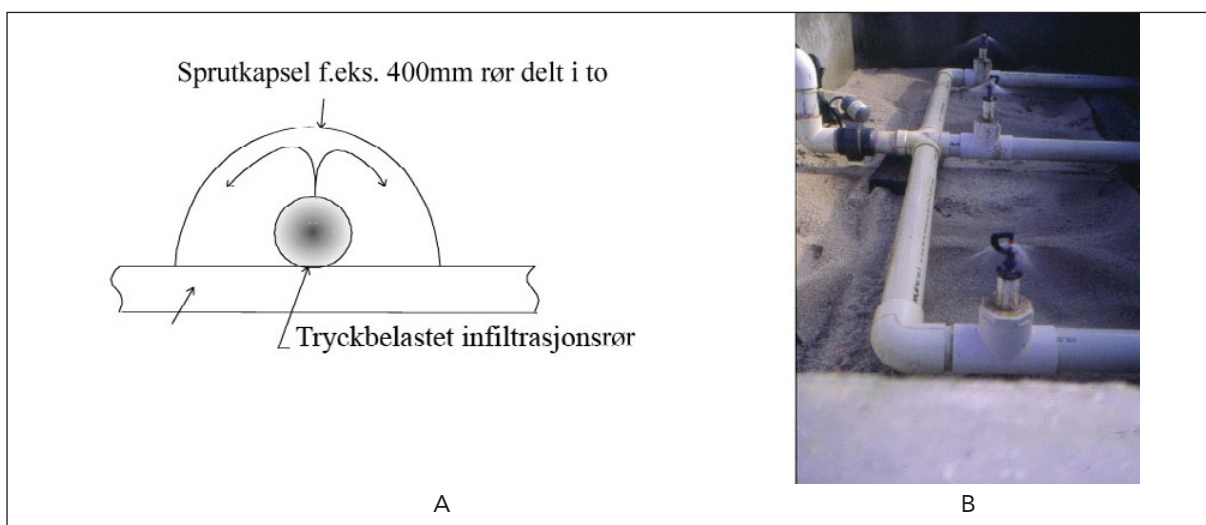
Det finnes dyser med en roterende spindel som kan brukes i stedet for en tangensiell fullkonisk dyse. Noen produsenter av forfilter i Norge (for eksempel Vestfoldplast) bruker slike dyser.



Figur 3-6. Tverrsnitt av en konstruert våtmark med integrert biofilter mellom slamavskilleren og våtmarksfilteret (fra Krogstad *et al.* 2000).



Figur 3-9. Diametral fordeling av vann med bruk av en tangensiell fullkonisk dyse (fra Heistad et al. 2001).



Figur 3-10. A: Trykkør i sprutkapsel som kan være halvdelen av et rør med større diameter. B: Trykkør forsynt med dyser.

I tillegg til løsningen med en dyse som sprer vannet skirkulært i en dom er flere andre trykkfordelings-systemer i bruk. Det kan være trykksatte infiltrasjonsrør i en kanal hvor hullene vender opp (Figur 3-10A) eller trykkørrene kan være forsynt med dyser (Figur 3-10B).

Løsningen i Figur 3-10B forutsetter at trykkørrene ligger fritt, men de kan også dekket med en halv-sylinder som i Figur 3-10A. Enkelte produsenter bruker dryppvanningslanger. Disse krever også at vannet som tilføres settes under trykk ved for eksempel bruk av pumpe.

Orengo systems i USA har et system med trykkør hvor hullene vender opp og det sitter en liten sprutkapsel over hvert hull. Med dette systemet belaster Orengo et filter av tekstil (Figur 3-11).

Fordelingssystemer med tangesielle fullkoniske dyser er robuste såfremt partikler > 2 mm er fjernet. Slike partikler fjernes normalt i en slamavskiller. Erfaring viser at dysene kan fungere i flere år uten problemer med tilstopping. Det anbefales likevel



Figur 3-11. Orengo forfilter med spredesystemet avdekket. Filteret på bildet er normal størrelse for en bolig (Orengo Systems Inc.).

tilsyn én gang per år. Dersom dysene må renses kan de enkelt skrues ut og rengjøres. Den gode driftssikkerheten med tangesielle fullkoniske dyser skyldes blant annet at det benyttes pumper som gir et relativt

høyt trykk. I forhold til andre fordelingsystemer trengs det færre dyser fordi hver dyse dekker et stort areal. Dette, sammen med dysenes tilgjengelighet (rett under lokket i Figur 3-7), bidrar til et brukervennlig system.

### Filtermedium

I prinsippet kan de fleste porøse medier brukes som forfilter, dersom det er egnet som vekstmedium for en biofilm. Det vanligste i Norge er lettklinker, men grov sand eller pukk kan også brukes. I noen forfilterløsninger som ble testet i NAT-programmet ble plastkorker benyttet (Sele og Hagman 1998). Mæhlum og Stafseth (2001) (se nedan) gjennomførte et laboratorieforsøk som viste at det var mulig å benytte ulike kunstige porøse medier i forfilteret og at materialets sammenstning ikke hadde stor innvirkning på renseresultatet. I Malaysia diskuteres bruk av knust kokosnøttskall eller knust betong/murstein. Forfiltere basert på bruk av lettklinker er beskrevet i Heistad *et al.* (2001 og 2005) og i Jenssen *et al.* (2005).

### 3.2.2 Renseresultater – laboratorie- og fullskalaforsøk

I et forfilter vil det være mulig å oppnå nær 100 % nitrifikasjon (Zhu 1998, Jenssen *et al.* 2005). Det har vist seg at et forfilter av lettklinker også fjerner en del tarmbakterier. Dette skjer ved at disse blir spist av protozoer eller blir hengende fast til de dør. Det er registrert en reduksjon i området 2–5 tierpotenser bakterier per 100 ml avløpsvann (Heistad *et al.* 2001). Forfilter med lettklinker (Figur 3-7 og 3-8) fjerner også en del fosfor i begynnelsen, men på grunn av det begrensede volumet i forfilteret vil fosforbindingsevnen avta etter noen måneder.

Rasmussen *et al.* (1996) studerte gråvannsrensing i kolonner med lettklinker av typen Filtralite 2–4 mm og 4–10 mm (Tabell 3-4). De fant at fjerning av BOF ikke endret seg når belastningen økte fra 10 til 50 cm/døgn. I dette forsøket var mengden vann i hver dose konstant, men antall doser/døgn økte. Renseevnen var lik for 2–4 og 4–10 mm lettklinker med belstning opp til 50 cm/døgn. Rasmussen *et al.* (1996) fant også at det ikke var signifikant endring for renseevnen for BOF ved å øke kolonnedybden fra 20 til 80 cm/døgn. Dette viser at mediets maksimale evne til å fjerne BOF ikke er nådd. Bakterierensingen tiltok derimot med økende kolonnedybde, noe som viser at bakteriefjerningen er mer følsom overfor filterutformingen enn BOF-fjerningen.

Ausland (1998) viste at renseevnen for både BOF og bakterier i grovkornede filtermedier som middels til grov sand og lettklinker, var avhengig av oppholdstiden. Denne kan økes ved god fordeling og ved å øke dybden på filtermediet. Antall doser per døgn og størrelsen på dosene vil også ha betydning. Emerick *et al.* (1997) fant at reduksjon av bakterier ble fremmet av mange og små doser.

I fullskala system har Kraft (2002) vist at aerobe biofiltere reduserer BOF og SS med ca. 70 %. I tillegg oppnås god nitrifisering. De beste resultatene ble oppnådd i filtre som hadde et fordelingsystem av dyser i et åpent rom over biofilteret med en belastning på maksimum 20–30 cm/døgn og mer enn 12 doser/døgn. Kraft (2002) fant også at biofilterne reduserte nitrogenmengden (tot-N) med 20–40 %. Nitrogenfjerningen er vanskelig å forklare, men én mulighet er denitrifikasjon i anaerobe mikrosoner.

I laboratorieforsøk fant Zhu (1998) at ved bruk av 2–4 mm lettklinker var det mulig å oppnå tilnærmet full nitrifikasjon med en hydraulisk belastning på inntil 30 cm/døgn. Mæhlum og Stafseth (2001) har

Tabell 3-4. Resultater fra kolonneforsøk med lettklinker (LWA – light weight aggregates). Kolonnene har umettet vertikal nedadrettet strømming og avløpsvannet passerer kolonnen én gang (ingen resirkulering).

Referanse	Type avløpsvann <sup>c</sup>	Type LWA (mm)	Media dybde (cm)	Belastning (cm/døgn)	Doser per døgn	BOF fjerning (%)	Ant. Bakt. <sup>d</sup>	NH <sub>4</sub> red. (%)
1 <sup>a</sup>	GSTE	2–4	80	10	8	63	2100	20
1 <sup>a</sup>	GSTE	2–4	80	50	39	65	4000	29
1 <sup>a</sup>	GSTE	4–10	80	50	39	64	5000	25
2 <sup>b</sup>	STE	2–4	80	16	24	94		95

<sup>a</sup> Fra Rasmussen *et al.* 1996a. <sup>b</sup> Fra Zhu (1998). <sup>c</sup> STE = slamavskilt husholdningsavløp med WC, GSTE = slamavskilt gråvann (GSTE=Greywater Septic Tank Effluent, STE=Septic Tank Effluent). <sup>d</sup> Gjennomsnitt termotolerante koliforme bakterier/100 ml i utløpsvann.

gjennomført er søyleforsøk med skjellsand (1–4 mm), lettklinker Filtralite<sup>TM</sup> (2–4 mm) og Perlite<sup>TM</sup> (1–7 mm). Dette vises i Figur 3-12. Belastningen var mellom 40 og 60 cm/døgn og det ble brukt 48 doser/døgn. Fjerning av BOF viste en jevn økning gjennom forsøket, mens nitrifikasjonen tiltok kraftig etter ca. 1 måned. Fjerningen av SS (suspendert stoff) var høy gjennom hele forsøket. Det var ingen forskjell mellom de ulike mediene, men unntak av pH.

I aerobe biofiltere med vertikal nedadrettet strømming, uten resirkulering, er jevn fordeling av væske over filterflaten, antall doser per døgn og dosens størrelse avgjørende faktorer for renseevnen. Med utgangspunkt i informasjonen i Figur 3-12 er maksimal anbefalt belastning for biofilter som mottar slamavskilt avløpsvann (med WC tilknyttet) satt til 20 cm/døgn. For gråvann (BDT-vann) er 30 cm/døgn anbefalt som øvre grense for belastning av biofilteret. Forsøkene til Kraft (2002) og Heistad *et al.* (2001) indikerer imidlertid at disse verdiene er konservative, og at det for gråvann vil være mulig å øke belastningen på forfilteret uten at dette reduserer renseevnen og øker faren for gjenetting.

### 3.3 Infiltrasjon

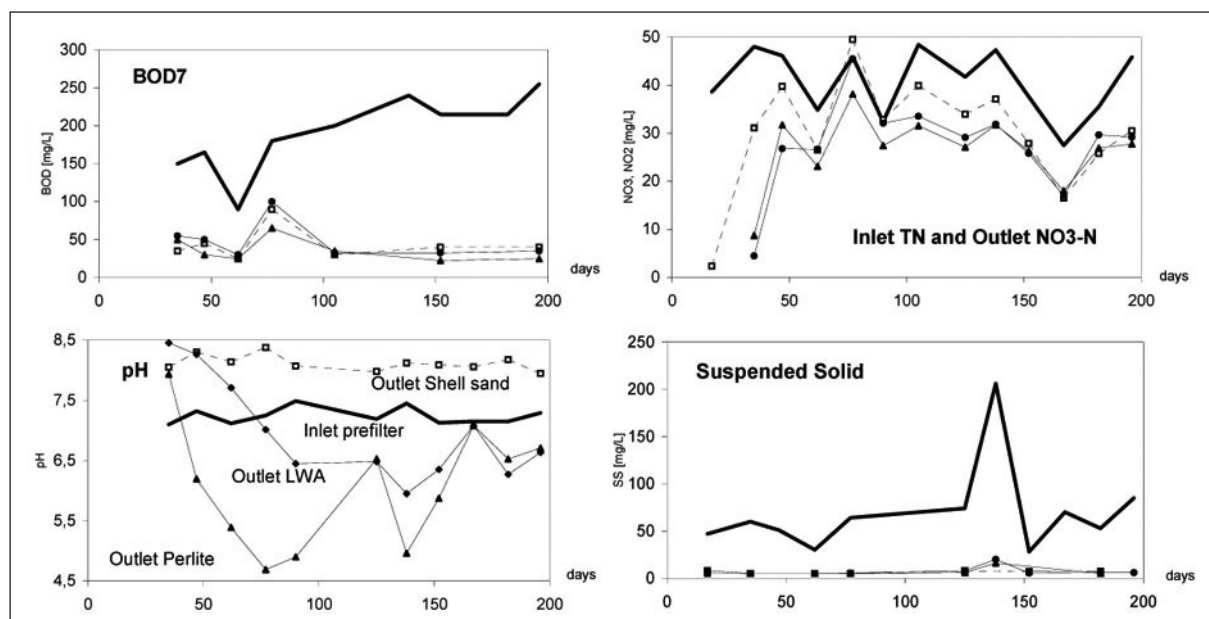
Infiltrasjon er den vanligste renseløsningen i spredt bebyggelse både i Skandinavia og i USA. I Norge er

det over 150 000 små infiltrasjonsanlegg (< 35 pe). Det er bygget flere hundre større infiltrasjonsanlegg både i Sverige (Nilsson og Englov 1979) og i Norge (Jenssen *et al.* 1996; Kraft og Rasmussen 1998). Det største infiltrasjonsanlegget i Norge er på Rena i Østerdalen. Dette anlegget er dimensjonert for 8000 pe og ble bygget i 1997 (Robertsen 2004).

Infiltrasjon er en teknisk enkel løsning og den rimeligste løsningen i spredt bebyggelse (Yri *et al.* 2005). Det har imidlertid vært stilt spørsmål ved hydraulisk levetid til infiltrasjonsanlegg. Dette skyldes at det i bunnen av infiltrasjonsgrøfter og -basseng filtreres fra partikler og det dannes biofilm. Dette fører til en reduksjon i infiltrasjonskapasitet og kan, hvis infiltrasjonskapasiteten (m<sup>3</sup>/døgn) blir lavere enn hydraulisk belastning (m<sup>3</sup>/d), føre til at anlegget ikke fungerer hydraulisk. På 60-, 70-, og delvis på 80-tallet ble det gjennomført en rekke undersøkelser av gjenntetting og infiltrasjonskapasitet av infiltrasjonsanlegg. Jenssen (1986) oppsummerer dette, i tillegg til egne forsøk. Med bakgrunn i arbeidet til Jenssen (1986) og et nordisk prosjekt, Brömssen (1985), ble de norske retningslinjene for dimensjonering av infiltrasjonsanlegg endret (MD 1985).

I NAT-programmet var de viktigste målsettingene for arbeidet med infiltrasjonsløsninger å:

- verifisere og eventuelt forbedre dimensjoneringsnormen for infiltrasjonsanlegg.
- få bedre data for renseevne under norske forhold.

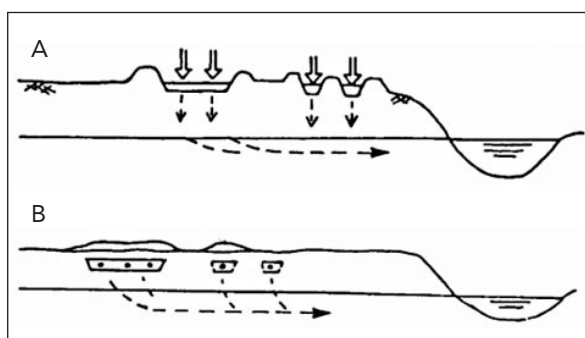


Figur 3-12. Tidsserier for BOF, nitrifikasjon, pH og SS for filtermediene skjellsand, lettklinker FiltraliteP og Perlite fra søyleforsøk med aerobe biofilter med vertikal nedadrettet strømming (fra Mæhlum og Stafseth 2001).

I NAT-programmet ble de store åpne infiltrasjonsanleggene på Bardu og Lesja fulgt opp (Kraft og Rasmussen 1998). I tillegg danner resultater fra fire små anlegg med infiltrasjonsgrøfter, fire jordhauganlegg og ett pilotskala sandfilter-anlegg med 14 filtre, som ble fulgt opp i NAT-programmet (Westby *et al.* 1997, Ausland 1998), grunnlag for det som er beskrevet nedenfor.

### 3.3.1 Ulike infiltrasjonsløsninger

Store infiltrasjonsanlegg bygges ofte som åpne bassenger (Figur 3-13A), mens små anlegg bygges som lukkede grøfter eller bassenger (Figur 3-13B).



Figur 3-13. A: Åpne infiltrasjonsanlegg. B: Lukkede infiltrasjonsanlegg.

Dersom det ikke er tilstrekkelig jorddybde til at infiltrasjonsgrøfter kan graves ut, kan anlegget bygges oppå bakken. Dette kalles infiltrasjon i jordhaug (Figur 3-31). Sandfilter (Figur 3-33) er også en løsning som kan benyttes dersom infiltrasjon i naturlige løsmasser ikke er mulig (dette er en løsning som i Sverige kalles markbädd). Den vanligste forbehandlingen før infiltrasjon er slamavskilling. For store anlegg kan blant annet slamsedimentering i åpne bassenger være en løsning. Dette benyttes ved anleggene på Lesja (3000 pe), i Bardu (5000 pe) og på Rena (8000 pe).

Infiltrasjon ved spredning på jordoverflaten (for eksempel på gress) er uegnet for helårsdrift i områder med frost vinterstid. Løsningen kan brukes i sommerhalvåret og kombineres med vanlig infiltrasjon eller lagring av avløpsvann om vinteren. Løsninger med spredning av slamavskilt avløpsvann på jordoverflaten er ikke benyttet i godkjente anlegg i Norge.

Grunn infiltrasjon ved bruk av dryppvannings-systemer er en løsning som brukes i USA (Mancl 2001). Dryppvanning for fordeling av slamavskilt avløpsvann i jord fungerer i kaldt klima i nordstatene i USA. I Norge er dryppvanning utredet (Østeraas

2005), men foreløpig lite brukt i praksis. Avanserte dryppvannings-systemer kan gi relativt høye investeringskostnader.

### 3.3.2 Dimensjonering av infiltrasjonsanlegg – norsk norm

Infiltrasjonsanlegg dimensjoneres ut fra hydrauliske kriterier (Jenssen 1986). Når gjeldende kriterier benyttes, vil som regel renseevnen være tilfredstillende (Siegrest *et al.* 2000). I 1985 ble dimensjoneringskriteriene for infiltrasjonsanlegg i Norge endret, fra kun å benytte kornfordeling som grunnlag til å benytte kornfordeling, i kombinasjon med måling av hydrauliske egenskaper (Jenssen og Brömssen 1985). En mindre justering av de norske retningslinjene ble foretatt i 1992 (MD 1992). Idag er det VA-miljøblad (2003a) som danner normen for dimensjonering av infiltrasjonsanlegg i Norge. VA-miljøblad (2003a) bygger på samme prinsipp som MD (1992), men har utvidet området hvor infiltrasjon kan brukes, ved at infiltrasjon tillates i masser med hydraulisk ledningsevne  $< 2$  m/døgn. I Sverige benyttes kornfordeling som dimensjoneringsgrunnlag (Figur 3-16). Den norske normen for dimensjonering av infiltrasjonsanlegg gir mulighet for infiltrasjon i mer marginale masser enn den svenske normen (Naturvårdsverket 1987) gjennom at lavere hydraulisk arealbelastning tillates ved dimensjonering. Den hydrauliske arealbelastningen i den norske normen er mer konservativ enn den som benyttes i Sverige.

Hydraulisk dimensjonering av infiltrasjonsanlegg betyr å tilpasse infiltrasjonsanleggets utforming til den hydrauliske kapasiteten som løsmassene i infiltrasjonsområdet har og å bestemme den hydrauliske arealbelastningen (hvor mye vann som kan infiltreres per arealenheter og tidsenhet). Hydraulisk arealbelastning har dimensjonen  $L^3/L^2T$  og kan forkortes til  $L/T$ , som kan uttrykkes i cm/døgn. Når hydraulisk arealbelastning oppgis som cm/døgn er også begrepet infiltrasjonshastighet for avløpsvann brukt.

Hydraulisk arealbelastning for infiltrasjonsanlegg oppgis som gjennomsnittets døgnbelastning. Dette er tilstrekkelig fordi de fleste infiltrasjonsanlegg har en slamavskiller og et fordelingslag av pukke i grøftene som kan magasinere mye vann, og dermed gi god utjevning av belastningstopper.

Åpne anlegg kan dimensjoneres for en høyere arealbelastning enn lukkede anlegg (Tabell 3-5)

fordi problemet med gjentetting av bassengbunnen kan kontrolleres ved å skrape bassengene. Høyere belastning kan imidlertid gi redusert renssevne.

Tabell 3-5. Variasjonsområde for hydraulisk arealbelastning og arealbehov per person for åpne og lukkede infiltrasjonsanlegg. Belastning 200 liter avløpsvann per person og døgn.

Type infiltrasjonsanlegg	Hydraulisk arealbelastning (cm/døgn)	m <sup>2</sup> /person
Åpne anlegg	20–50	0,4–1
Lukkede anlegg*	0,6–5	4–33

\* Arealbelastning i samsvar med VA-miljøblad (2003a).

### Hydraulisk kapasitet

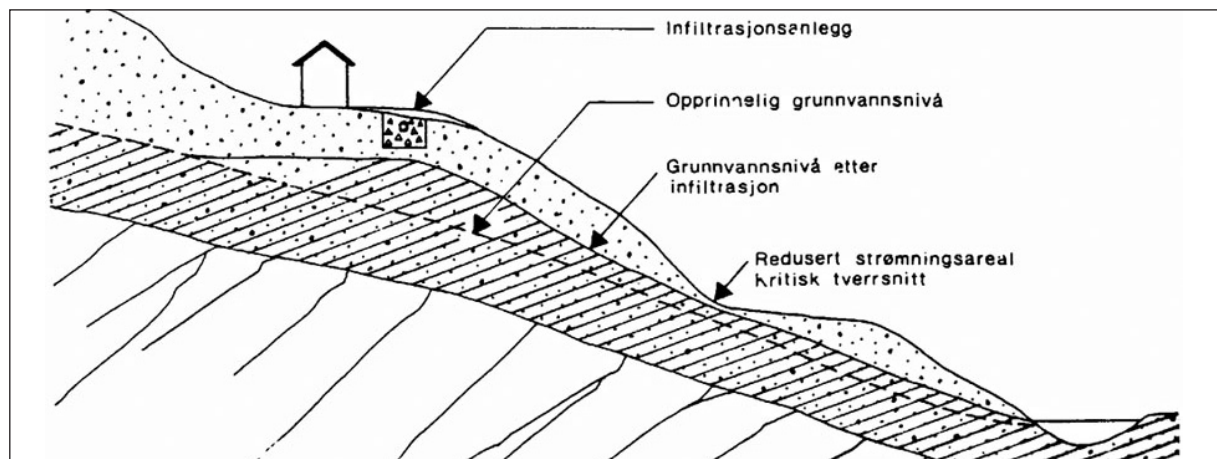
Ved infiltrasjon av avløpsvann vil grunnvannsnivået i området rundt infiltrasjonsanlegget øke (Figur 3-14). En forutsetning for å kunne benytte infiltrasjon

som renseløsning er at det er tilstrekkelig hydraulisk kapasitet (Jensen 1986, 1988; Jensen og Siegrist 1991). Hydraulisk kapasitet i forbindelse med infiltrasjon av avløpsvann kan defineres som:

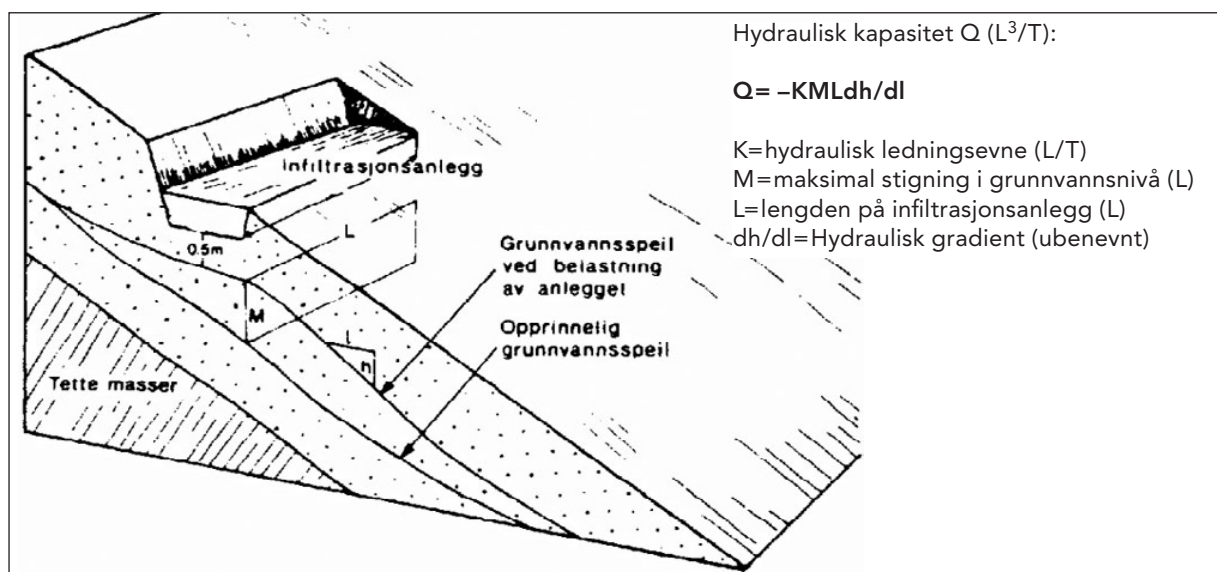
*Den vannmengde (m<sup>3</sup>/d) som kan infiltreres innenfor et gitt område uten at grunnvannet stiger over et på forhånd valgt nivå.*

Hydraulisk kapasitet har dimensjonen L<sup>3</sup>/T og angis som regel i m<sup>3</sup>/døgn. Den hydrauliske kapasiteten avhenger primært av løsmassenes hydrauliske ledningsevne og variasjon i denne, samt løsmassenes volum, utstrekning, dybde til grunnvann og mektighet på grunnvannssonen. I hellende terreng kan den hydrauliske kapasiteten bestemmes ved bruk av Darcy's lov (Figur 3-15).

Bruk av Darcy's lov i endimensjonal form (som angitt i Figur 3-15) er en modell hvor vannet strømmer gjennom et rektangulært tverrsnitt (MxL), som



Figur 3-14. Grunnvannsnivå før og etter infiltrasjon av avløpsvann (fra Jensen 1983).



Hydraulisk kapasitet  $Q$  (L<sup>3</sup>/T):

$$Q = -KMLdh/dl$$

$K$ =hydraulisk ledningsevne (L/T)

$M$ =maksimal stigning i grunnvannsnivå (L)

$L$ =lengden på infiltrasjonsanlegg (L)

$dh/dl$ =Hydraulisk gradient (ubenevnt)

Figur 3-15. Beregning av hydraulisk kapasitet i hellende terreng.

står loddrett på strømningsretningen. På grunn av at strømningsbildet er tredimensjonalt vil  $M$  være tilnærmet riktig beregnet midt på infiltrasjonsgrøften og rett under anlegget. Ut mot kantene og nedstrøms anlegget vil den reelle grunnvannssoppstivningen være mindre enn  $M$ .

### Hydraulisk arealbelastning – infiltrasjonshastighet

#### Store åpne anlegg – hurtiginfiltrasjon

For store åpne anlegg vil dimensjonerende hydraulisk arealbelastning normalt være innenfor det intervallet som er angitt i Tabell 3-5 (over). Det finnes ingen generelle kriterier som bestemmer belastningen. Hydraulisk arealbelastning og utforming av slike anlegg avhenger av lokale forhold. Det kan være aktuelt å kjøre en testperiode i pilotskala eller full skala for å finne frem til den optimale belastningen. Tracerundersøkelser kan også benyttes for å bestemme oppholdstider og finne strømningsretningen for vannet som tilføres anlegget. Dimensjonering av store infiltrasjonsanlegg krever høy kompetanse hos de som prosjekterer anlegget. Det er blant annet viktig å utføre detaljerte grunnundersøkelser.

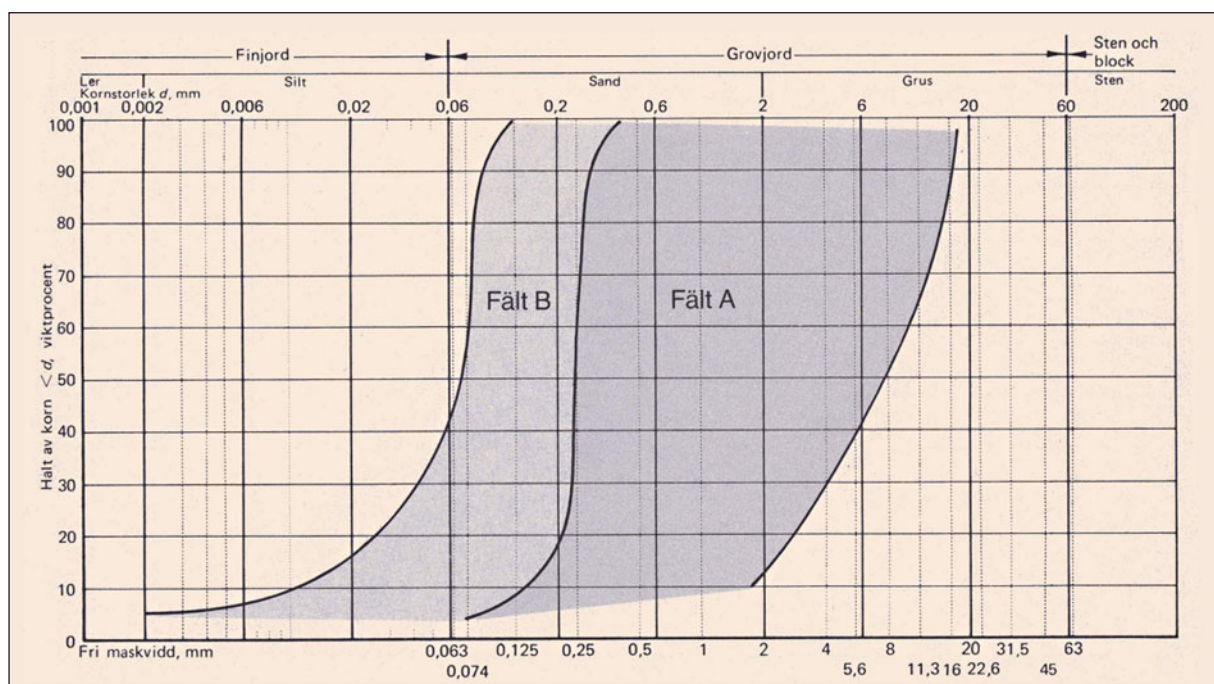
#### Små og store lukkede anlegg

For lukkede anlegg finnes det godt dokumenterte kriterier for hvordan hydraulisk arealbelastning skal bestemmes (Jenssen 1986). I Norge benyttes den

samme hydrauliske arealbelastningen både for store og små lukkede anlegg (Figur 3-13B). Det finnes flere ulike kriterier som benyttes. De fleste kriteriene har kornfordeling eller infiltrasjonshastighet for rent vann som inngangsparametre. Når det er tilstrekkelig hydraulisk kapasitet dimensjoneres lukkede infiltrasjonsanlegg i Norge ut ifra løsmassenes kornfordeling og måling av hydraulisk ledningsevne. I Sverige benyttes et kornfordelingsdiagram (Figur 3-16).

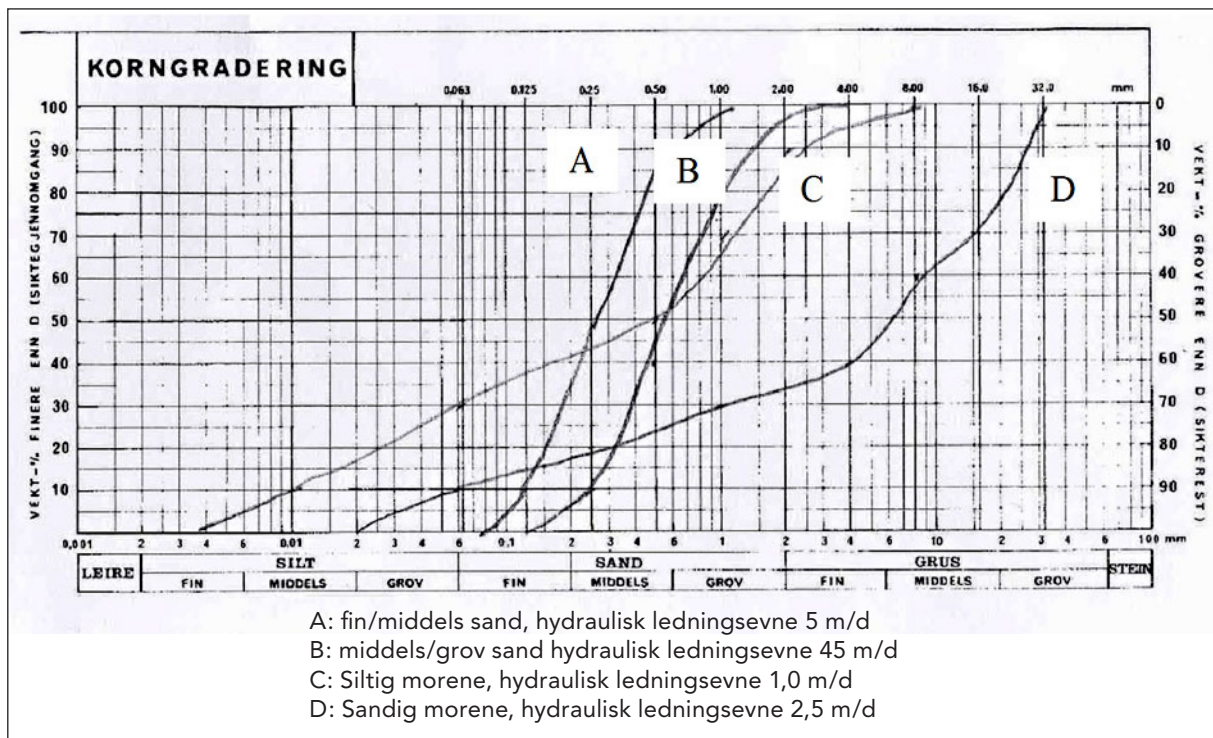
Årsaken til at bestemmelse av kornfordeling i Norge suppleres med måling av hydrauliske egenskaper er at i dårlig sortert jord som morenejordarter, vil ikke de hydrauliske egenskapene til jorden gjenspeiles i kornfordelingskurven (Figur 3-17). Dette er den største svakheten ved å bruke kornfordelingsdiagrammet alene til dimensjonering. I morenejordarter kan ulik grad av pakning (kompaktering) eller ulik struktur som følge av jordsmonndannende prosesser bety mer for hydraulisk ledningsevne enn kornfordelingen.

I finkornig jord som silt og leire som er karakteristisk for marine avsetninger, vil ofte de enkelte partiklene klumpe seg sammen og danne såkalte aggregater. Slike jordarter kalles kohesive. Mellom aggregatene vil det være sprekker. Disse sprekke kalles makroporer. Makroporer er større sprekker og kanaler som dannes av frysing og tining av vann, røtter, jordboende organismer og ytre stress. Makroporene har større diameter enn porene som naturlig forekommer mellom de enkelte korn og vil derfor ha betydning



Figur 3-16. Diagram som benyttes til dimensjonering av infiltrasjonsanlegg i Sverige (fra Naturvårdsverket 1987).





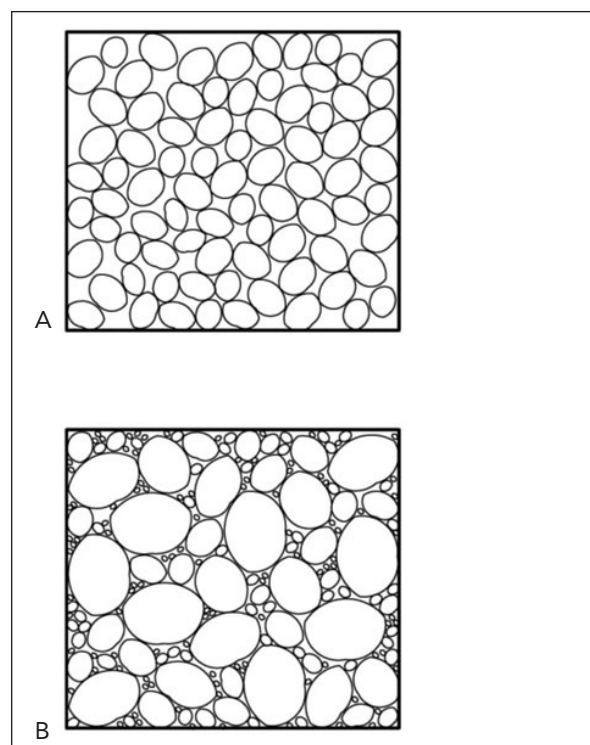
Figur 3-17. Kornfordelingskurver for sand (A, B) og morene (C, D) med tilhørende hydraulisk ledningsevne.

for den hydrauliske ledningsevnen (Figur 2-17). Det er for eksempel i mange morener avgjørende at det finnes makroporer for at det skal være mulig å infiltrere avløpsvann.

Sand og grus er ikke kohesive jordtyper. De har en såkalt enkeltkornstruktur. Den hydrauliske ledningsevnen bestemmes av porene mellom kornene. Dette gjør det mulig å bestemme hydrauliske egenskaper ut fra kornfordeling når variasjonen i kornstørrelse ikke blir for stor, det vil si at jorden er godt sortert. I Figur 3-17 er jorden i A og B godt sortert og i C og D er den dårlig sortert. I dårlig sorterte jordtyper vil de små partiklene fylle porerommene mellom de større. Dette gjør at den hydrauliske ledningsevnen i dårlig sortert jord er lavere enn i godt sortert jord selv om de har samme middelkornstørrelse. Jorden representert ved kurven B (middels til grov sand, hydraulisk ledningsevne 45 m/døgn) og C (siltig morene, hydraulisk ledningsevne 1,0 m/døgn) i Figur 3-17 viser dette.

Dersom det tas hensyn til sorteringen (Figur 3-18) så er det mulig å skille mellom jord/løsmasser hvor kornfordelingen kan brukes til å beregne hydrauliske parametere og jord/løsmasser hvor kornfordelingen ikke kan brukes til å beregne hydrauliske parametere. Sorteringen er et uttrykk for helningen på kornfordelingskurven og kan uttrykkes som  $d_{60}/d_{10}$  (Tabell 3-6, nedan). Hvis sorteringen får en høy tallverdi sies det at materialet er dårlig sortert. Det betyr det

at det er et stort sprang mellom største og minste korn-diameter i prøven. Ved god sortering har sorteringen ( $d_{60}/d_{10}$ ) en liten tallverdi.



Figur 3-18. A: Godt sortert jord. B: Dårlig sortert jord. Små korn fyller hulrommene mellom de større.

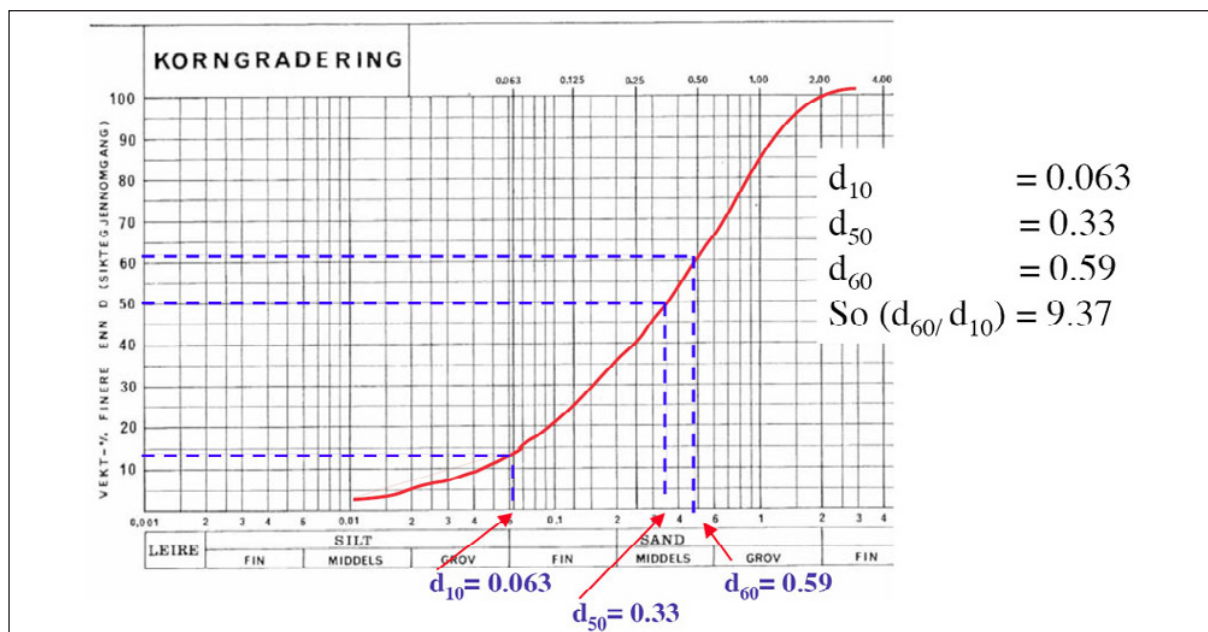
Fordi de små partiklene fyller hulrommene mellom de store blir effektiv porøsitet, som kan lede vann, liten. Dette fører til lav hydraulisk ledningsevne.

Tabell 3-6. Kornfordelingsparametere ( $d_{10}$ ,  $d_{50}$ ,  $d_{60}$  og  $d_{60}/d_{10}$ ) for kornfordelingskurvene i Figur 3-17. Middelkornstørrelsen  $d_{50}$  forkortes også Md. Sorteringen  $d_{60}/d_{10}$  forkortes ofte So.

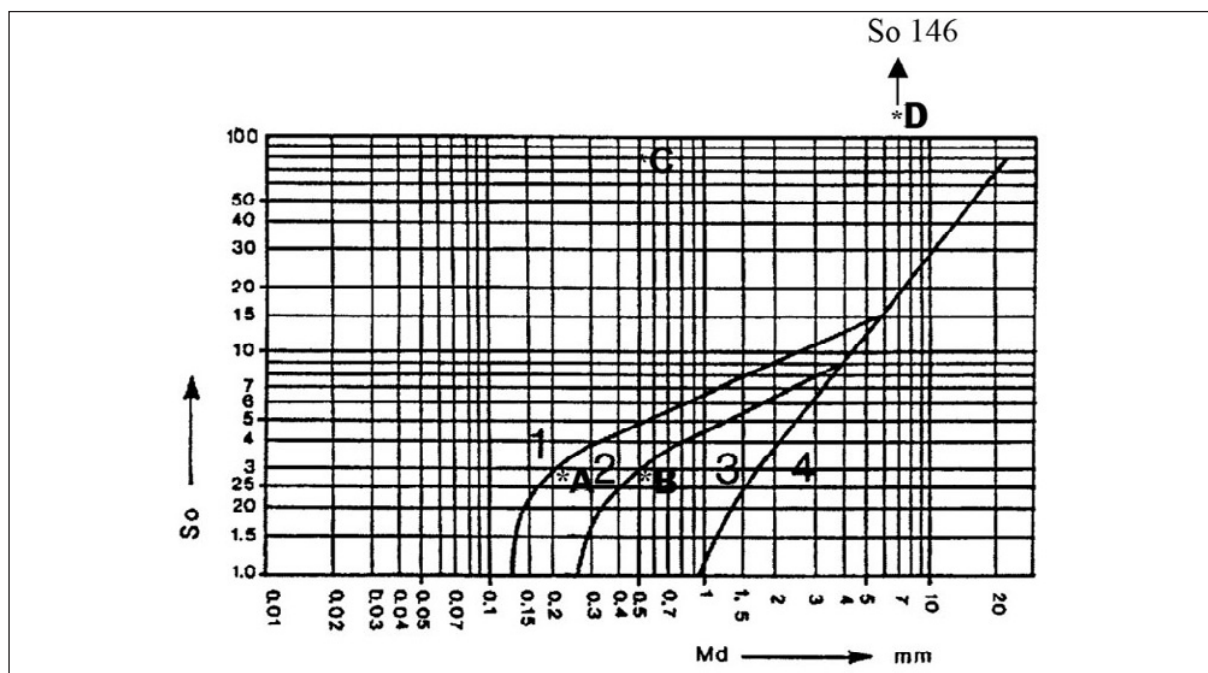
Jord	$d_{10}$	$d_{50}$ (Md)	$d_{60}$	$d_{60}/d_{10}$ (So)
A	0,125	0,253	0,33	2,64
B	0,25	0,53	0,68	2,72
C	0,01	0,5	0,8	80
D	0,06	6,2	8,8	146

Kornfordelingsparametere beregnes fra en kornfordelingskurve som vist i Figur 3-19.

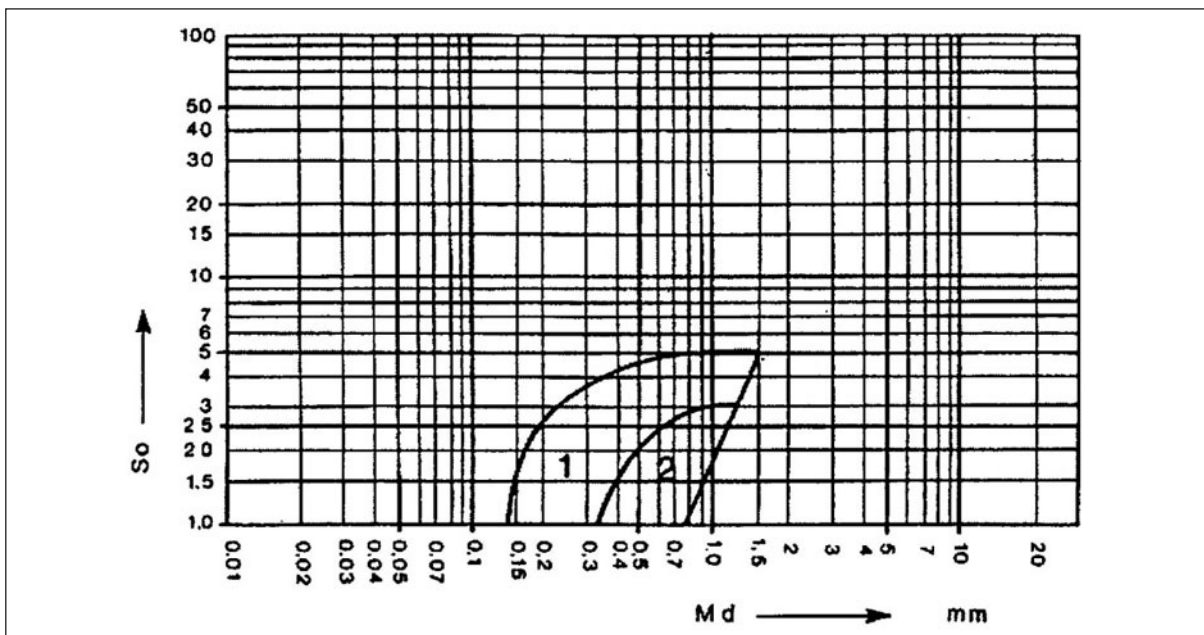
For å skille mellom jord som er godt og dårlig sortert er det utviklet to diagram (Figur 3-20A og B) basert på middelkornstørrelse og sortering (Jenssen 1986). Disse diagrammene danner nå grunnlaget for å bestemme hydraulisk arealbelastning for lukkede infiltrasjonsanlegg og sandfilter i Norge (MD 1992). Systemet er også tatt i bruk i New Zealand. En kornfordelingskurve representeres ved et punkt i Md/So



Figur 3-19. Eksempel på hvordan kornfordelingsparametere ( $d_{10}$ ,  $d_{50}$ ,  $d_{60}$  og  $d_{60}/d_{10}$ ) leses fra en kornfordelingskurve.



Figur 3-20A. Md/So diagram hvor jordprøver klassifiseres etter middelkornstørrelse (Md) og sortering (So). A: Diagram som brukes ved dimensjonering av infiltrasjonsanlegg. Kornfordelingskurvene fra Figur 3-17 er plottet i diagrammet.



Figur 3-20B. Md/So diagram hvor jordprøver klassifiseres etter middelnørstørrelse (Md) og sortering (So). B: Diagram som brukes ved dimensjonering av sandfilter (fra MD 1992).

diagrammet ved at sortering og middelnørstørrelse finnes fra kornfordelingskurven (Figur 3-19).

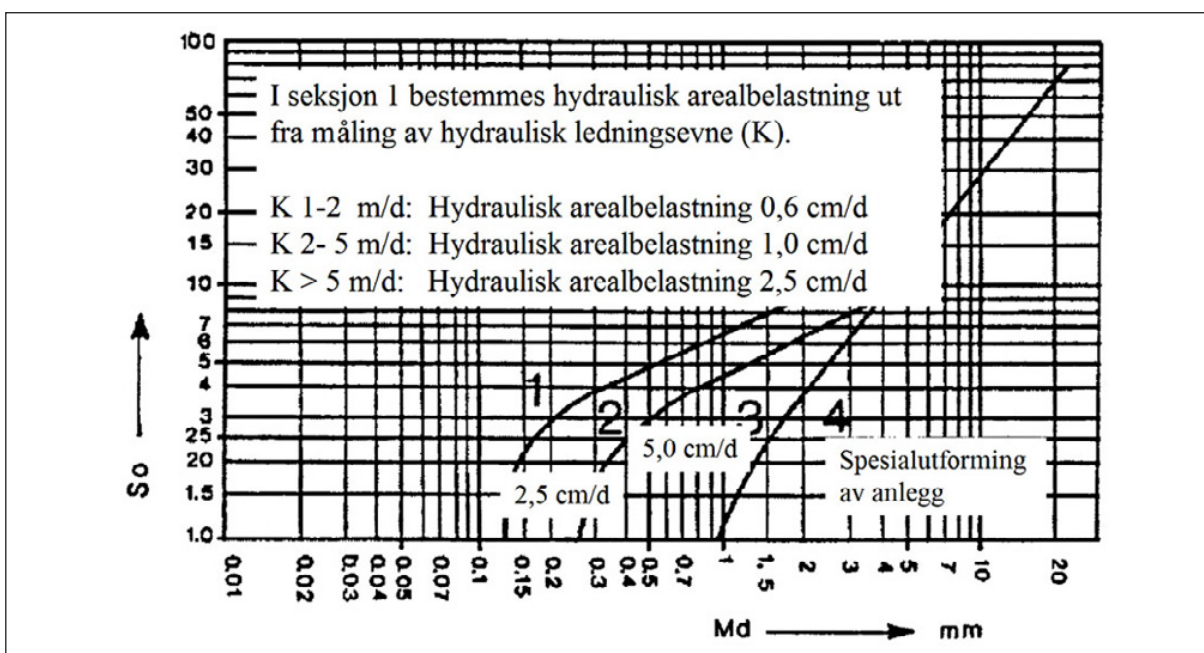
Md/So diagrammet er delt i 4 seksjoner. Hydraulisk arealbelastning bestemmes ut fra hvor jordprøvene plasserer seg i Md/So-diagrammet og målinger av hydraulisk ledningsevne (K). De hydrauliske belastningene som er aktuelle for de ulike seksjonene er vist på Figur 3-21 og i Tabell 3-7 (nedan).

I *Seksjon 1* må det foretas måling av hydraulisk ledningsevne for å bestemme hydraulisk arealbelastning. I *Seksjon 2* og *3* kan dimensjonering skje ut fra

kornfordeling alene. I *Seksjon 4* må egnede masser tilføres anlegget for eksempel ved at det legges inn et sandlag mellom fordelingslaget og de stedegne massene (Figur 3-22, nedan).

### Seksjon 1

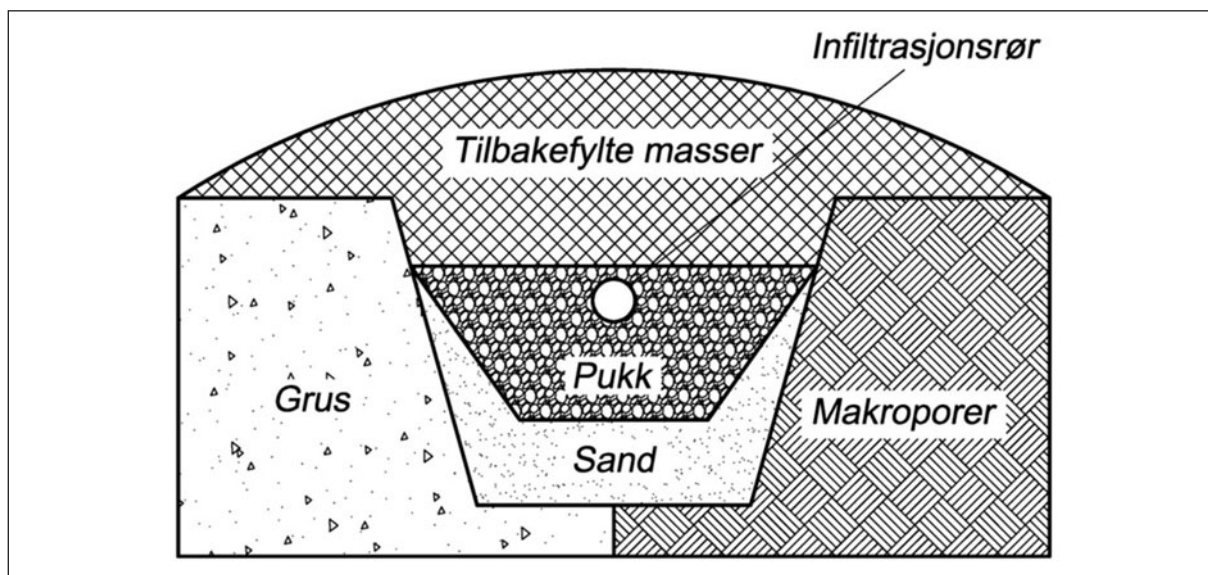
Jordtypene er dårlig sorterte og finkornige, hovedsaklig med opphav i morener (øvre del) eller marine avsetninger (ned mot venstre). Det er liten sammenheng mellom kornfordeling og hydrauliske egenskaper. Det er derfor nødvendig å måle hydraulisk



Figur 3-21. Hydraulisk arealbelastning for infiltrasjonsanlegg i forhold til jordprøvens plassering i Md/So diagrammet.

Tabell 3-7. Hydraulisk arealbelastning som følge av hydraulisk ledningsevne målt med infiltrasjonstest for jordarter i Seksjon 1 i Md/So diagrammet.

Hydraulisk ledningsevne m/døgn	Hydraulisk arealbelastning cm/døgn	Hydraulisk arealbelastning liter/m <sup>2</sup>	Kommentar
< 1	Meget liten	Meget liten	Infiltrasjon kan være mulig hvis det er tilstrekkelig hydraulisk kapasitet
1–2	0,6	6	
2–5	1,0	10	
> 5	2,5	25	



Figur 3-22. Bruk av sandlag ved infiltrasjon i grovkornet jord eller jord med store sprekkesystemer (makroporer). Hydraulisk belastning bestemmes ut fra sandens kornfordeling (Figur 3-20B).

ledningsevne i felt for å kunne bestemme hydraulisk arealbelastning av infiltrasjonsanlegget. Belastning som følge av måling av hydraulisk ledningsevne med infiltrasjonstest er vist i Tabell 3-7.

### Seksjon 2

Jordtypene er i hovedsak godt sortert finsand av fluvial eller glasifluvial opprinnelse. Dimensjonering kan foretas ut fra kornfordeling. Hydraulisk arealbelastning er 2,0 cm/døgn (20 liter/m<sup>2</sup>).

### Seksjon 3

Jordtypene er i hovedsak godt sortert middels til grov sand av fluvial eller glasifluvial opprinnelse. Dimensjonering kan foretas ut fra kornfordeling. Hydraulisk belastning er 4,0 cm/døgn (40 liter/m<sup>2</sup>).

### Seksjon 4

Jordtypene er i hovedsak grovkornige jordarter som inneholder mye grus og stein med god og dårlig sortering. Opphavsmaterialet kan være fluvialt og

glasifluvialt, samt morene i de dårligst sorterte områdene. Det er normalt nok hydraulisk kapasitet til å bygge anlegg, men renseevnen kan være dårlig. Det anbefales derfor å bruke et lag av filtersand på minimum 0,5 m i bunnen av infiltrasjonsanlegget (Figur 3-22).

Sandlaget er trukket opp langs sideveggene for å unngå kortslutningsstrømmer dersom vann stuver seg opp over infiltrasjonsflaten.

### 3.3.3 Vurdering av gjeldende dimensjoneringsnorm

Dimensjoneringsnormen som er beskrevet i kapittel 3.3.2 ble først tatt i bruk i 1985. I VA-miljøblad (2003a) er det samme dimensjoneringsgrunnlaget beholdt, men dimensjoneringsklassene er utvidet med en klasse for jord med hydraulisk ledningsevne mellom 1–2 m/døgn. Tidligere gikk grensen for bygging av infiltrasjonsanlegg ved 2,0 m/døgn.

Enkelte anlegg som ble bygget etter retningslinjene som gjaldt før 1985, har hatt hydrauliske problemer (Gårderløkken 1997). De hydrauliske problemene førte til gjentetting av grøftebunnen med oppstuvning av vann i pukklaget, som resultat.

I NAT-programmet var mange kommuner involvert. Ingen av anleggene deres som var bygget etter retningslinjene fra 1985 og 1992 hadde hydrauliske problemer og ingen av anleggene som ble bygget og fulgt opp under NAT-programmet hadde hydrauliske problemer. I sandfilterforsøkene (se kapittel 3.3.3) ble ulike materialer testet med hensyn på hydraulisk arealbelastning. Dette forsøket understøttet dimensjoneringsnormen fra 1992, både for sandfilter og infiltrasjonsanlegg (Figur 3-20). Det er heller ikke senere kommet frem opplysninger om hydrauliske problemer med anlegg bygget etter gjeldende dimensjoneringsnorm.

I USA ble det gjort en vurdering av mer enn 2000 infiltrasjonsanlegg (Hill og Frinck 1980). Anleggene som ble undersøkt var i Connecticut, et område med varmere klima enn i Norge. Dimensjoneringsnormen som benyttes i Connecticut tillater høyere arealbelastning enn den gjeldende norske normen. Hill og Frinck (1980) fant at i morener var forventet hydraulisk levetid for anleggene 37 år. Siden den norske normen har lavere arealbelastning enn i Connecticut og det ikke er rapportert hydrauliske problemer med den gjeldende normen (de første

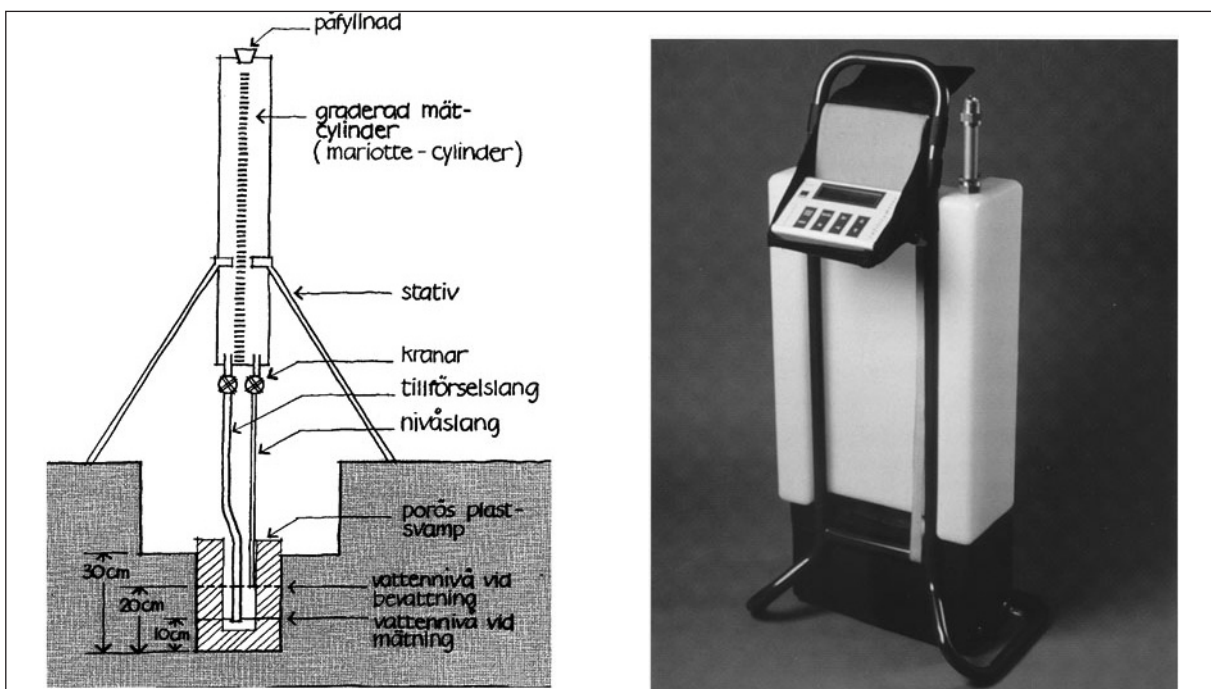
anleggene ble bygget i 1985) er det rimelig å anta at forventet hydraulisk levetid er 30–40 år.

### 3.3.4 Måling av jordens hydrauliske ledningsevne (K)

Fordi det er liten sammenheng mellom hydrauliske egenskaper og kornfordeling i morener og marine avsetninger er det viktig å ha et hensiktsmessig utstyr for å kunne måle relevante parametre. Med et infiltrometer (Figur 3-23) er det mulig å måle den hydrauliske ledningsevnen i felt.

Ved en måling i felt er den opprinnelige strukturen i jorden intakt. I morener og jord med makroporer gir måling med infiltrometer i felt de mest realistiske verdiene (Jenssen og Køhler 1986). Dette skyldes at ved måling i et laboratoriepermeameter blir prøven gravd ut for transport til laboratoriet. I laboratoriet blir prøven pakket i et laboratoriepermeameter. Strukturen som prøven hadde i felt blir da lett endret og makroporene kan også bli endret. Ved pakking av morenepøver i et laboratoriepermeameter vil verdiene ofte ligge 1–2 tierpotenser lavere enn måling i samme jordtype i felt (Jenssen og Køhler 1986).

For å måle hydraulisk ledningsevne i felt er det utviklet et infiltrometer (Jenssen 1986). Dette utstyret finnes i både manuell og elektronisk utgave (Figur 3-23). Den elektroniske utgaven ble utviklet under



Figur 3-23. A: Manuelt infiltrometer basert på bruk av en Mariottesylinder for å holde konstant vannivå (fra Jenssen og Brömssen 1985). B: Automatisk elektronisk infiltrometer (fra Geonor A/S).

NAT-programmet (Ausland 1995). Både det elektroniske og manuelle infiltrometeret måler vannstrømmingen i en grop på 25x25 cm med et vannivå som holdes konstant på 10 cm. Ut ifra målt volumstrøm ( $L^3T^{-1}$ ) registrer infiltrometeret når stasjonær strømning er oppnådd. Infiltrometeret bergner da automatisk hydraulisk ledningsevne ut fra Porchets formel (Jenssen 1986).

### 3.3.5 Renseevne

Infiltrasjonsanlegg har grunnvannet som den primære resipienten. Det betyr at infiltrasjonsanlegg må lokaliseres og utformes slik at de ikke forurenser grunnvannet. Som nevnt i kapittel 2.0 er det godt dokumentert at infiltrasjonsanlegg renser godt overfor tradisjonelle forurensningsparametere. Ved de hydrauliske arealbelastninger som er gitt over vil derfor anleggene normalt fungere godt. De fleste av undersøkelser av renssevne som er nevnt over var gjort i andre land enn Norge. I NAT-programmet var det viktig å undersøke renssevnen til både store og små norske infiltrasjonsanlegg.

I jord skjer mekaniske, kjemiske og biologiske rensprosesser samtidig. Jord er derfor et komplekst rensmedium som det er vanskelig å modellere. Den viktigste rensingen foregår i den umettede sonen, det vil si sonen mellom bunnen av infiltrasjonsbassenget og grunnvannsspeilet. I den umettede sonen vil vannet strømme i de minste porene og luft være tilstede i de største porene hvis anlegget er riktig dimensjonert. Fjerning av fosfor skjer ved binding til jordmediet og fjerning av nitrogen ved binding av ammonium, mikrobiell assimilering og nitrifikasjon med etterfølgende denitrifikasjon i anaerobe soner i jorden. Ved de fleste typer av infiltrasjon vil grunnvann være den primære resipienten. Det vil også foregå rensprosesser i grunnvannssonen. Eventuell forurensning vil kunne fortynnes og spres over et større område. Dette kan skape konflikter for grunnvannsforsyning.

Det er gjennomført to doktoravhandlinger om infiltrasjon i tilknytning til NAT-programmet. Den ene tar for seg renssevne som funksjon av kornstørrelse og belastningsmåte (Ausland 1998) og den andre tar for seg bakteriefjerning i biologiske filtre (Stevik 1998). Disse belyser problemene omkring rensprosesser i jord.

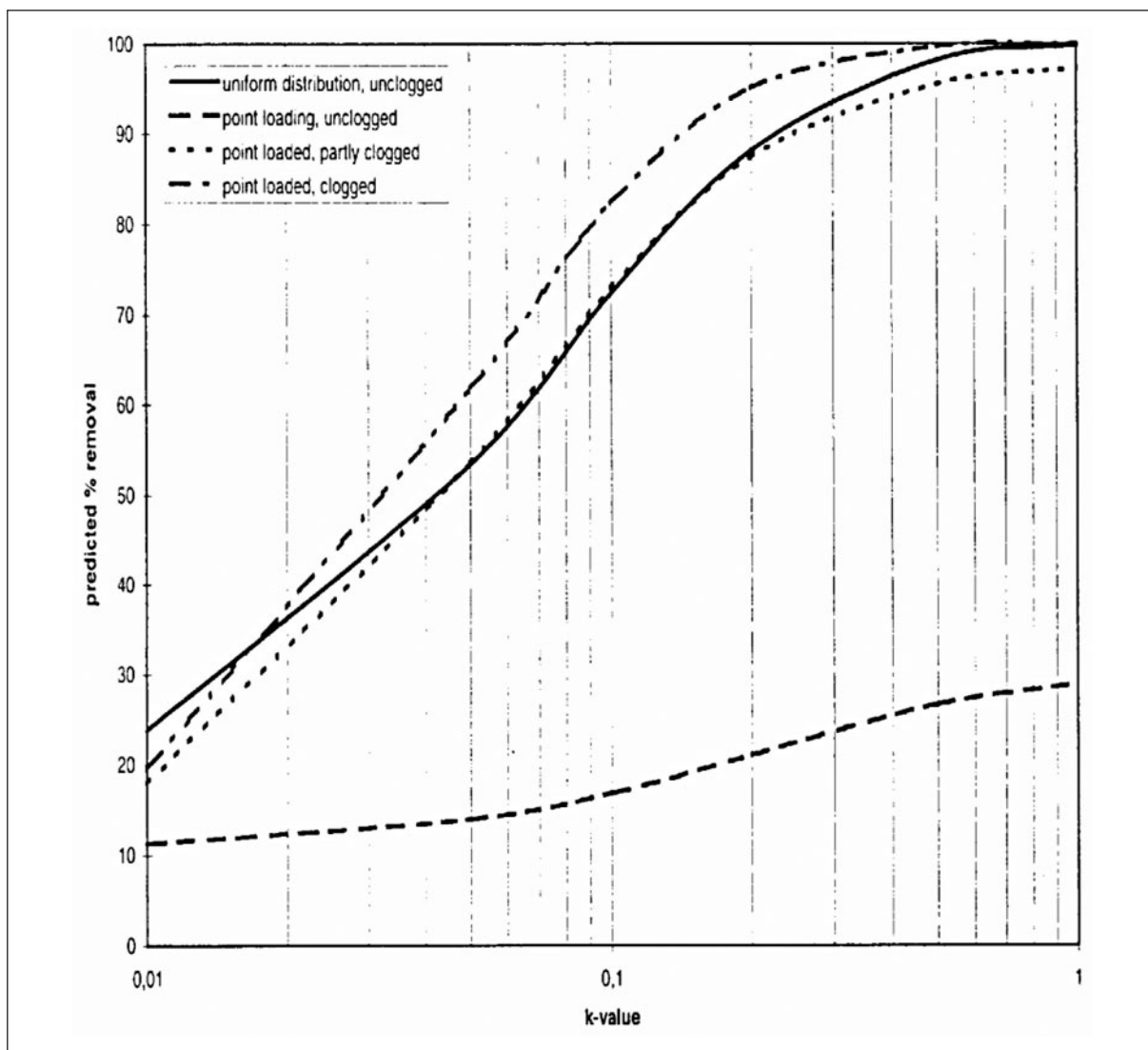
### **Renseevne som funksjon av strømningsforhold**

Ausland (1998) så spesielt på rensseffekt for organisk materiale som funksjon av fordelingsystem (Figur 3-24). Han viste at ved god fordeling så kunne samme rensseffekt oppnås i nye systemer uten gjentetting, som i eldre systemer med gjentetting og godt utviklet biofilm i bunnen av infiltrasjonsgrøften. Dette har betydning for infiltrasjon i middels til grov sand og mer grovkornige jordarter (Felt 3 og 4 i Figur 3-20A). For jord med en utpreget makroporestruktur vil også fordelingen av vann ha betydning for renssevnen inntil en naturlig biofilm er utviklet i grøftebunnen. Årsaken til at fordeling betyr så mye for renssevnen er at med god fordeling så strømmer vannet i større grad som en film på partikkeloverflatene. Dette gir større kontaktflate, samtidig som oppholdstiden i filteret øker. Dette har også positiv effekt på fjerning av bakterier (se kapittel 3.2).

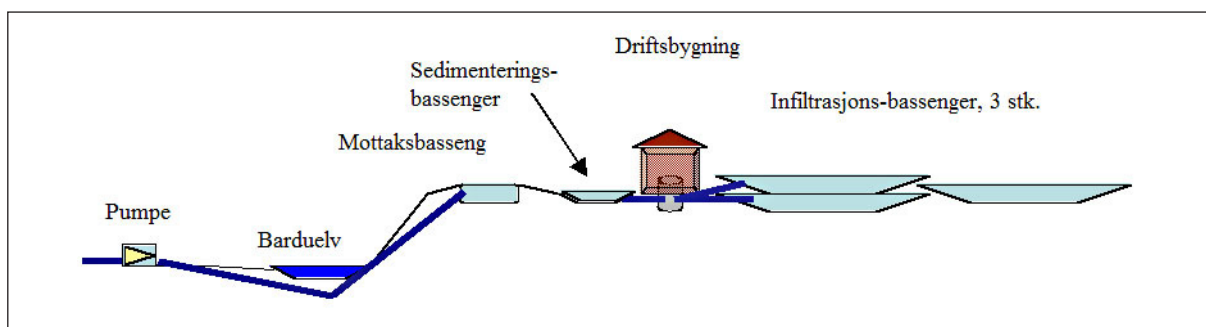
Figuren viser at med punktbelastning, slik det ofte er i tradisjonelle infiltrasjonsgrøfter der vannet fordeler seg ved gravitasjon, så vil renssevnen være dårlig hvis det ikke er utviklet en biofilm (partly clogged/clogged i Figur 3-24). Med trykkbelastning som gir jevn fordeling av vann ut over bunnen av infiltrasjonsgrøften, så vil renssevnen være god selv uten at en biofilm er utviklet. Dette betyr at for anlegg som bygges i grovkornig jord (Felt 3 og 4 i Md/So diagrammet, Figur 3-20) er det viktig å bruke trykkfordeling av avløpsvannet (se kapittel 3.2 om biofilter).

### **Renseevne – store infiltrasjonsanlegg i åpne dammer**

Infiltrasjon i åpne dammer er bare brukt i større infiltrasjonsanlegg i Norge (Figur 3-25). I åpne anlegg er det vanlig med vekselvis belastning av dammer eller bassenger. Åpne bassenger gir mulighet til å fjerne slam fra bassengbunnen og på den måten opprettholde en høy infiltrasjonshastighet. Belastningen ved de norske anleggene har variert fra 30–100 cm/døgn uten at det har gitt merkbar endring i renssevnen. 100 cm/døgn er høyere enn dimensjonerende verdi og har forekommet under snøsmelting og nedbørperioder ved rensanlegget på Setermoen (Figur 3-25). Den vanligste forbehandlingen i norske anlegg skjer i en slamavskiller eller i et sedimenteringsbasseng. Anleggene kan bygges for drift med selvfall, men det kreves ofte pumping frem til anlegget. Hurtiginfiltrasjon kan optimaliseres for fjerning av



Figur 3-24. Beregnet renseevne for BOF i grov sand som funksjon av koeffisienten for en førsteordens betraktning av renseevnen, fordelingsystem og grad av gjentetting (fra Ausland 1998).



Figur 3-25. Skisse av Setermoen rensanlegg.

nitrogen. I utlandet har en oppnådd mer enn 80 % nitrogenfjerning ved hurtiginfiltrasjon (Jenssen og Siegrist 1988).

Erfaringer hittil tyder på at det kan oppnås gode renseresultater ved bruk av store jordrenseanlegg (Tabell 3-8, nedan). Tidligere studier (Nilsson og Englov 1979) viser også at store infiltrasjonsanlegg kan rense godt under Skandinaviske forhold. Tabell

3-8 viser gjennomsnittlig renseevne for infiltrajonsanleggene på Setermoen (Bardu kommune) og på Lesja (Lesja kommune) for perioden 1994–98. Anlegget på Setermoen ble satt i drift i 1987 og anlegget på Lesja i 1994. Anlegget på Lesja er dimensjonert for 3000 pe, men belastes med vann tilsvarende 2200 pe. Anlegget på Setermoen mottar vann fra 5000 pe. Gjennomsnitts hydraulisk døgnbelastning er 2000 m<sup>3</sup>

Tabell 3-8. Middelverdier for analyser av vann fra Bardu og Lesja for perioden 1994–96 (Kraft og Rasmussen 1998).

Anlegg	Stoff	Avløpsvann inn mg/l	Renset vann/ grunnvann mg/l	% rensing
Setermoen i Bardu	Nitrogen (tot N)	19,5	3,85	80
	Fosfor (tot P)	2,5	0,01	> 99
	Org.stoff (KOF)	70	15,6–26,6	78–62
Lesja	Nitrogen (tot N)	45	4,9	89
	Fosfor (tot P)	12,9	0,07	> 99
	Org.stoff (LOC)*	160	6,3	96

\* LOC – løst organisk karbon.

på Setermoen og 300 m<sup>3</sup> på Lesja. Det er interessant å merke seg at under snøsmeltingen kan belastningen ved anlegget på Setermoen gå opp mot 5000 m<sup>3</sup>/døgn, uten at dette skaper hydrauliske problemer i anlegget; det vil si alt infiltrerer. Det er derfor ikke noe overløp fra dette anlegget. 5000 m<sup>3</sup>/døgn tilsvarer en hydraulisk arealbelastning på 100 cm/døgn. De lave konsentrasjonene i avløpsvannet inn, viser at det er stor innlekkasje på ledningsnettet som fører vann til anlegget på Setermoen. Renseevnen ser ikke ut til å bli påvirket ved høy hydraulisk belastning.

Begge anleggene ligger på brelvavsetninger der sand og grus er dominerende kornfraksjoner, men finere lag og linser av silt forekommer. Ved Setermoen renseanlegg er det en umettet sone på 6–7 m og på Lesja er det 8–12 m avhengig av årstid og belastning av anlegget. På Setermoen er det tatt prøver i tre brønner som er lokalisert i strømningsretningen for grunnvannet fra infiltrasjonsbassengene, like ved siden av bassengene. Vannet har da passert umettet sone og har i tillegg en horisontal mettet strømning på 10–15 meter frem til prøvetakingsbrønnene. Disse prøvene danner grunnlaget for resultatene i Tabell 3-8. I tillegg har det vært tatt prøver i ti brønner som ligger lenger unna anlegget, i perioden 1992–96. På Lesja ligger det to prøvetakingsbrønner like nedstrøms infiltrasjonsbassengene. I prinsippet prøvetas grunnvannet på Lesja og Setermoen på samme sted i forhold til infiltrasjonsbassengene. Alle prøver er korrigert for fortykning med grunnvann på basis av klorinnhold.

De gjennomsnittlige rensesverdiene som er oppgitt i Tabell 3-8 viser at anleggene renses godt for både næringssalter og organisk materiale. Ytterligere rensing vil foregå når vannet strømmer videre gjennom grunnvannssonen. Den gode fosforrensingen kan forklares ved binding til partikkeloverflater rike på Fe- og Al-oksider. Den høye fjerningen av total-N kan forklares ved mikrobiell denitrifikasjon. Ved

anlegget på Setermoen er det i tillegg tatt prøver for termotolerante koliforme bakterier (TKB). I perioden fra 1992–99 er ingen slike bakterier påvist. Resultatene (Tabell 3-8) er i samsvar med det som tidligere er funnet (Tabell 2-1). Infiltrasjonsanlegget på Rena har gjennom de syv første driftsår (1998–2004) hatt en renssevne for KOF på > 87 %, BOF > 95 % og fosfor > 99 % (Robertsen 2004).

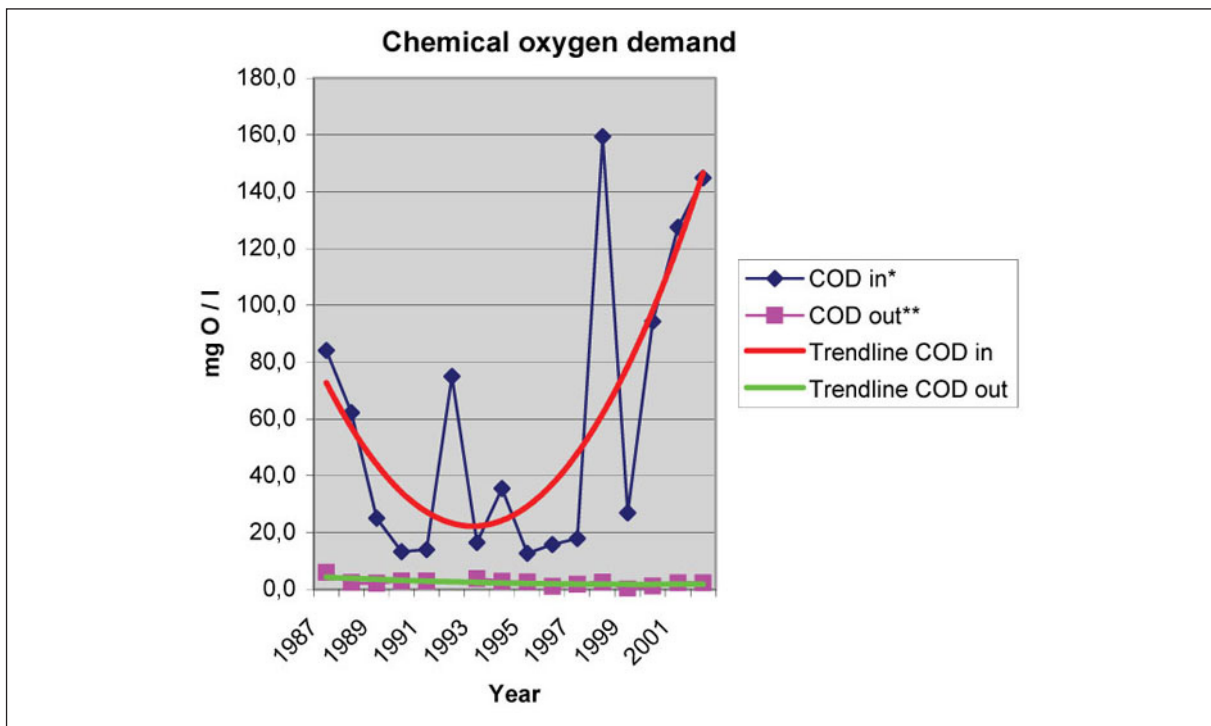
Setermoen renseanlegg i Bardu kommune er det første store anlegget i Norge basert på hurtiginfiltrasjon og har nå vært i drift i 17 år (Figur 3-25). Det er derfor interessant å se nærmere på renssevnen som funksjon av tiden.

Innløpsverdiene i Figur 3-26 viser en stigende trend. Dette har sammenheng med at Bardu kommune i 1997 innførte kverner for kjøkkenavfall og alt våtorganisk avfall blir tilført avløpsnettet. Bardu kommune er den eneste kommunen i Norge som har gjort dette i stor skala og i 2004 var det 1200 husstander som benyttet avfallskvern. Norsk vann- og avløpsverksforening (NORVAR) anbefaler generelt at slike kverner *ikke* benyttes i Norge. Dette skyldes at hverken avløpsnettene eller renseanleggene er bygget for den økte organiske belastningen. Bruk av kvern i Bardu kommune ser foreløpig ikke ut til å ha slått negativt ut på renssevnen til infiltrasjonsanlegget.

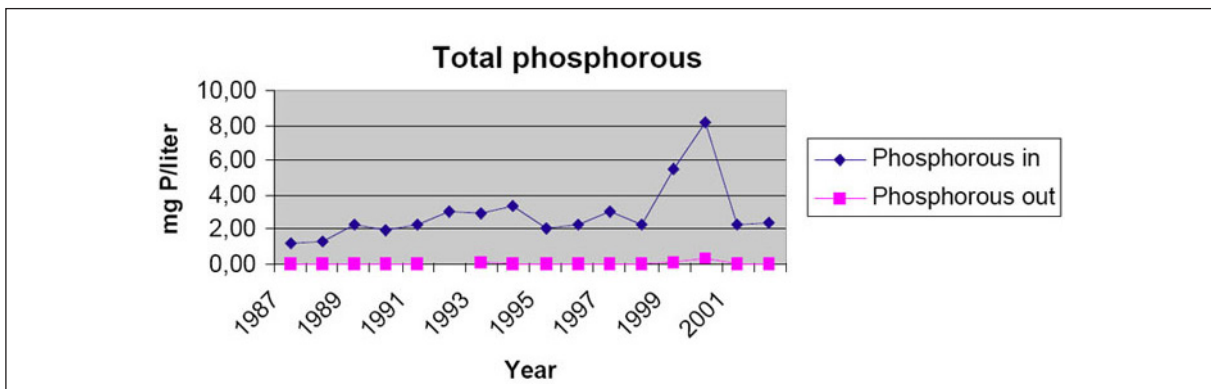
Opphavsmaterialet til løsmassene på Setermoen er fra kambro-silurtiden og inneholder mye skifer og kalkstein. Dette gjenspeiles i avsetningen som har mye lettforvitrelige mineraler. Forvitringen går relativt dypt og avsetningen har en rustbrun farge ned til 3–4 meter under overflaten. Mineralsammensetningen og forvitringen gjør at løsmassene har et stort potensiale for å binde fosfor. I Figur 3-27 er verdier for fosforkonsentrasjoner inn og ut av anlegget fremstilt.

Det ser ikke ut til at fosforverdiene i innløpsvannet har økt som følge av at avfallskverner er installert.





Figur 3-26. Kjemisk oksygenforbruk (KOF) i avløpsvann og i rensed vann/grunnvann ved Setermoen infiltrasjonsanlegg i perioden 1987–2002. Hvert punkt representerer årgjennomsnitt. Det er lagt in trendlinjer for å sannsynliggjøre utviklingen. Trendlinjene er basert på polynom av typen  $y = b + c_1x + c_2x^2 + c_3x^3 + \dots + c_nx^n$  (fra Einarsen 2004).



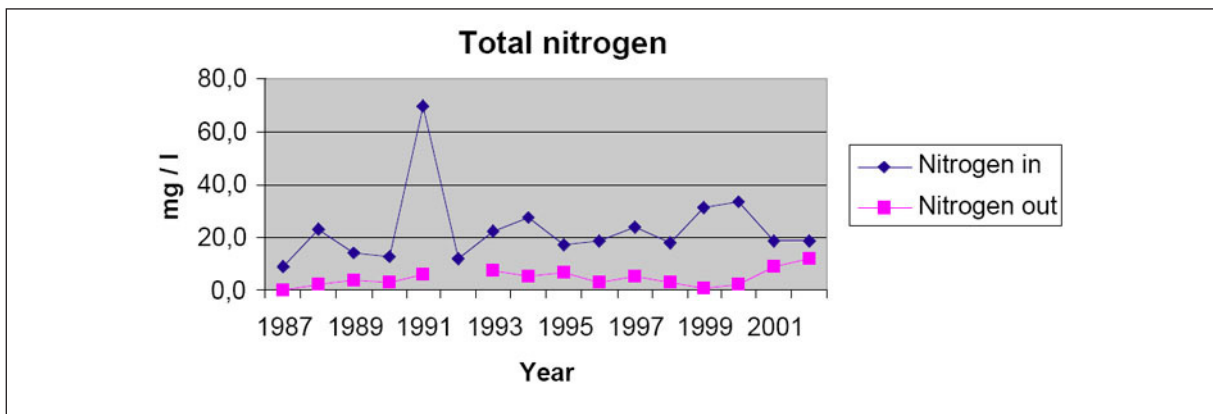
Figur 3-27. Totalfosfor i avløpsvann og i rensed vann/grunnvann ved Setermoen infiltrasjonsanlegg i perioden 1987–2002. Hvert punkt representerer årgjennomsnitt (fra Einarsen 2004).

Utløpskonsentrasjonene er fortsatt på samme lave nivå som da anlegget startet. Ut fra måling av fosforbinding i laboratorieforsøk er det beregnet at løsmassene under hvert basseng kan binde alt fosfor som tilføres i 13 år. Det er tre infiltrasjonsbasseng. I teorien skal løsmassene under disse kunne binde alt fosfor som tilføres i 39 år. I praksis vil det kunne gå enda lenger tid fordi bindingskapasiteten er bestemt ved rysteforsøk og vil normalt underestimere den totale bindingskapasiteten i fullskala infiltrasjonsanlegg (se kapittel 2.4.3).

Anlegget på Setermoen hadde rensing for total-N på 80 % i perioden 1994–96 (Kraft og Rasmussen 1998). Dette er overraskende høyt fordi det er ikke

mulig å binde så mye nitrogen i form av ammonium at det kan forklare den høye nitrogenfjerningen. Det ble derfor installert gassprøvetaker under et av infiltrasjonsbassengene. Med disse ble det påvist at nitrifikasjon foregikk under anlegget hele året.

Den inhomogene oppbyggingen av løsmassene med lag av sand og grus i veksling med linser og lag av silt fører til et varierende vanninnhold i løsmassene under infiltrasjonsbassengene. Soner og lag med full vannmetning forekommer. I disse sonene vil det kunne oppstå anoksiske eller anaerobe forhold, hvor denitrifikasjon kan finne sted. Den høye nitrogenfjerningen forklares derfor med at det skjer nitrifikasjon i aerobe områder av løsmassene under



Figur 3-28. Total nitrogen i avløpsvann og i rensset vann/grunnvann ved Setermoen infiltrasjonsanlegg i perioden 1987–2002. Hvert punkt representerer årsgjennomsnitt (fra Einarsen 2004).

infiltrasjonsbassengene og at det skjer en denitrifikasjon i de vannmettede (anaerobe) sonene.

Figur 3-28 viser at det er en reduksjon i nitrogenrensingen etter år 2000. Årsaken til dette er foreløpig ukjent. Innløpsverdiene har ikke steget i samme periode. En mulig forklaring kan være at det i større grad er anaerobe forhold under bassengene etter at den organiske belastningen på anlegget har økt på grunn av bruk av avfallskverner. Dette kan ha redusert nitrifikasjonen. Det må imidlertid nye detaljundersøkelser til for å bekrefte dette. Det er også mulig at nitrogenrensingen vil øke igjen.

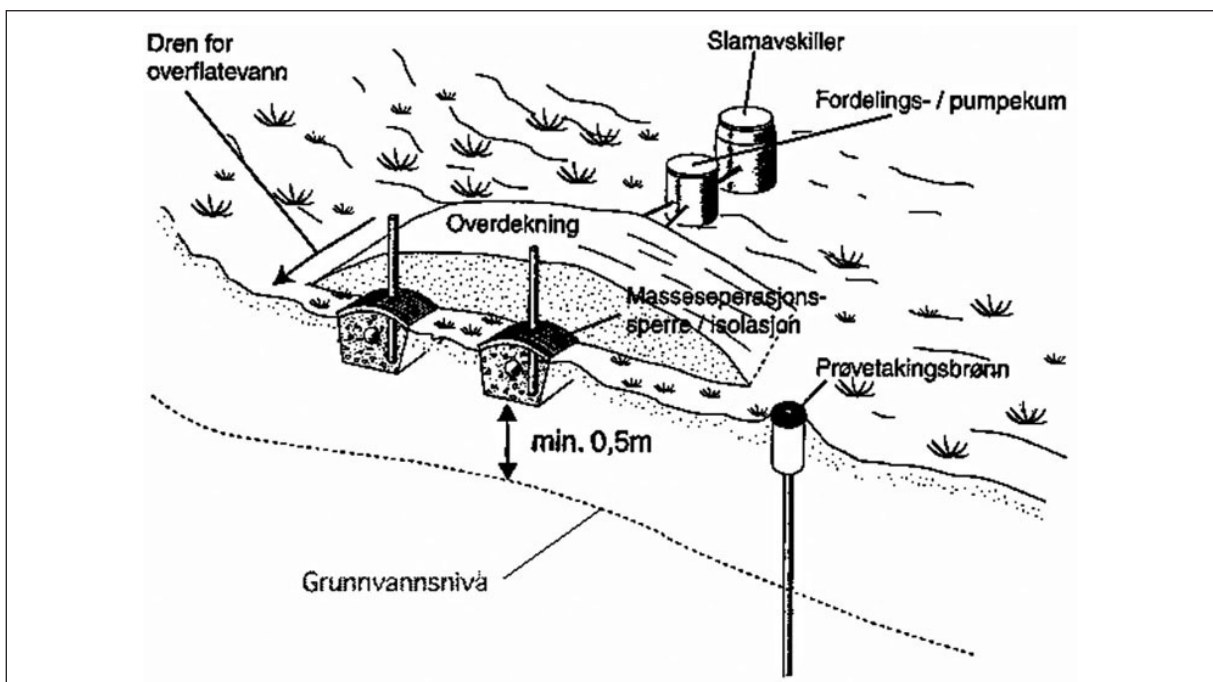
### Lukket infiltrasjon

#### – små jordbaserte renseanlegg

Det finnes mer enn 100 000 lukkede infiltrasjonsanlegg i Norge. Metoden regnes for å være den beste

renseløsningen i spredt bebyggelse hvis grunnforholdene er tilfredstillende. Lukket infiltrasjon gir normalt liten resirkulering av næringsstoffer, men næringsopptak i planter kan økes ved for eksempel å bygge grunne anlegg. Grunne anlegg gir bedre renseevne enn de som ligger dypt fordi de beste rensesegenskapene finnes i de øverste jordlagene, blant annet fordi planter opptar næringsstoffer i sommerhalvåret og fordi de mest oksiderte massene (B-horisonen i et jordprofil) finnes nær overflaten. Dette er rustbrune jordlag som har et høyt innhold av jern- og aluminiumsoksider og hydroksider.

I små, lukkede renseanlegg kan avløpsvannet infiltreres i grøfter/bassenger som er fylt med pukk eller lettklinker (Figur 3-29). Det finnes også prefabrikerte plastmaterialer som kan erstatte pukk. Belastningen er 6–50 liter per m<sup>2</sup> grøftebunn per døgn,



Figur 3-29. Snitt gjennom en grunn infiltrasjonsgrøft.

avhengig av jordarten. Norske retningslinjer krever at det skal være minimum 0,5 m fra bunnen av infiltrasjonsgrøften ned til høyeste grunnvannsspeil når anlegget er i drift.

Et infiltrasjonsanlegg kan bygges uten bevegelige deler, men bruk av trykkfordeling ved hjelp av pumpe eller sifon anbefales, særlig i grovkornet jord. En god fordeling av vannet over filterflaten kan oppnås med pumpe og har avgjørende betydning for bakteriefjerningen i grovkornet jord, men øker også renseevnen generelt og den hydrauliske driftssikkerheten av anlegget.

Driften består i å tømme slamavskillerne og sjekke at pumpene fungerer. Pumpene er i dag driftssikre med en levetid på 10–20 år, og de kan utstyres med driftsalarm. For å følge med på den hydrauliske funksjonen til anleggene bør de utstyres med peilerør ned til infiltrasjonsflaten. Ved å følge med på vannnivået i peilerøret kan problemer oppdages i god tid før anleggene får driftsproblemer. Prøvetaking for å bestemme renseevne kan utføres ved å sette ned et perforert rør til grunnvannet under anlegget. I hellende terreng og med jord som har liten vannledningsevne kan vann samles opp ved å legge ned et horisontalt drensrør. Vann kan også prøvetas direkte under infiltrasjonsgrøften ved å legge inn keramiske sugekopper.

Dersom anlegget er riktig bygget og tilpasset til lokale forhold er renseevnen til små infiltrasjonsanlegg god (Siegrist *et al.* 2000). I NAT-programmet ble fire anlegg fulgt opp med prøvetaking. Prøvene ble tatt både i umettet sone og i grunnvannet under anleggene (Figur 3-30).

Figur 3-30 er basert på gjennomsnittsverdier fra alle prøvetakingspunktene over en periode på 3–4 år. Gjennomsnittskonsentrasjonene som ble målt var

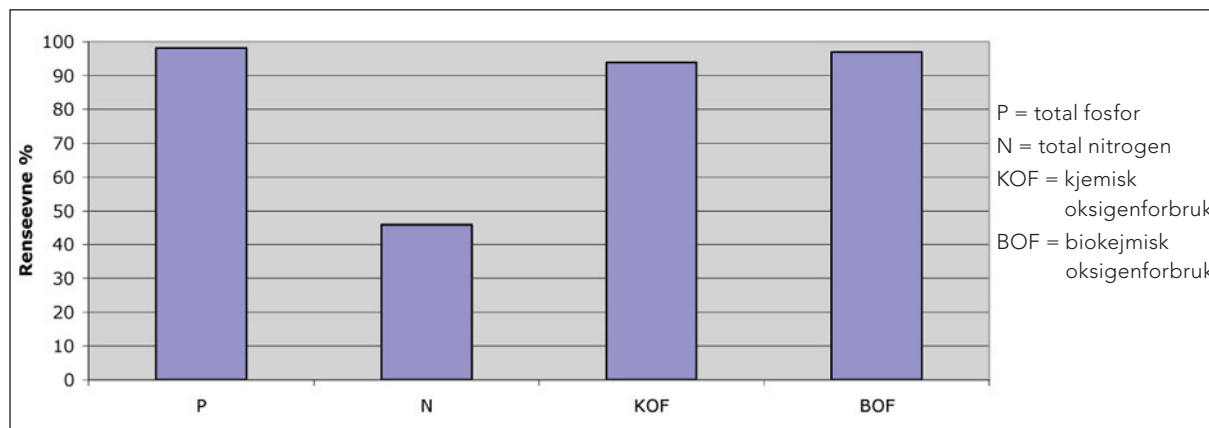
0,14 mg/l fosfor, 43 mg/l total nitrogen, 10 mg/l BOF og 30 mg/l KOF. Disse verdiene er i samme størrelsesorden som vist tidligere i Tabell 2-1. Innholdet av indikatorbakterier TKB (termotolerante koliforme bakterier) var < 200/100 ml i alle prøvene. Grensen for badevann er 1000 TKB/100 ml.

Ett av anleggene hadde vært i drift i 11 år ved prøvetakingens avslutning, de øvrige 4 år. Dette er ”modne” anlegg. Det kan forventes at de har oppnådd en stabil renseevne for nitrogen og organisk materiale. Fosforrensingen er avhengig av bindingskapasiteten til jorden og vil kunne endres over tid. Prøvetakingspunktene på anleggene i Figur 3-30 lå fra 0,3 til 9,0 meter fra anleggene. Det var liten variasjon i renseevne mellom anleggene og mellom avstand til prøvetakingspunkt og renseevne. Det eldste anlegget hadde ikke dårligere verdier enn de yngre.

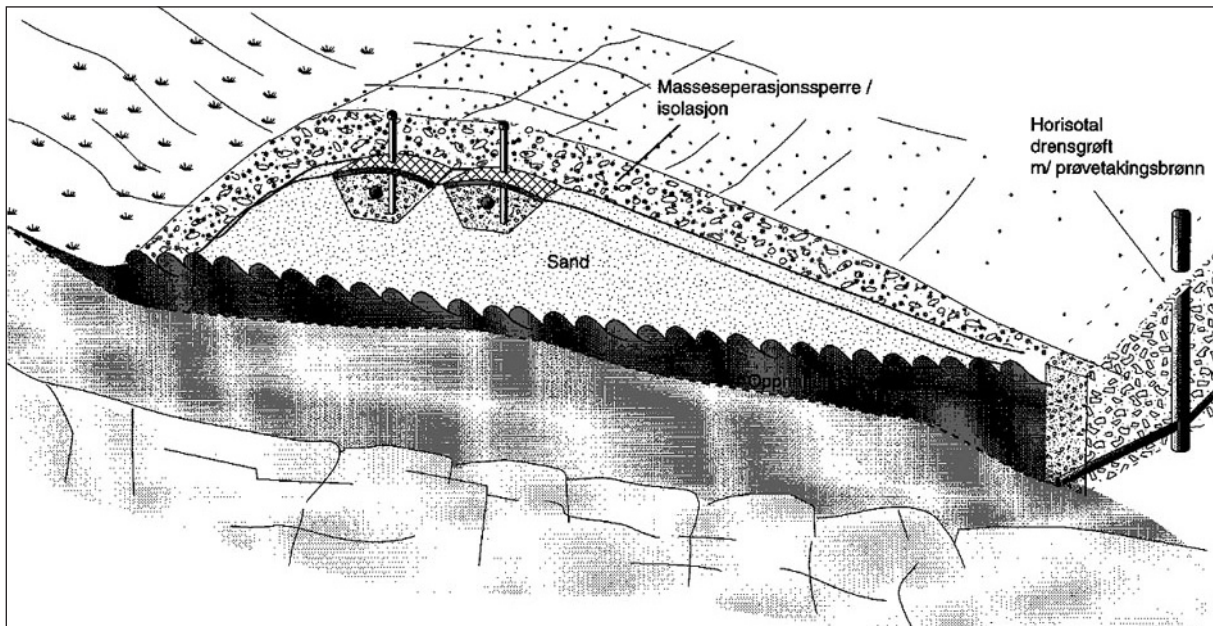
Innen vannet eventuelt når en overflateresipient, som en bekk eller lignende, vil renseevnen være større enn vist i Tabell 3-30. For små lukkede infiltrasjonsanlegg regnes det derfor med at alt fosfor og organisk materiale er fjernet, fordi det er store jordvolum som deltar i rensingen.

### Jordhauginfiltrasjon

I jordhauginfiltrasjons-anlegg pumpes avløpsvannet til perforerte infiltrasjonsrør og fordeles ut i et sandlag (Figur 3-31, nedan). Dette sandlaget er tilkjørt og plassert oppå det opprinnelige terrengnivået. Filtersand må benyttes og pukklaget dimensjoneres avhengig av filtersanden. Sandputens størrelse og utbredelse bestemmes av de hydrauliske egenskapene til de underliggende massene. Overflaten til de underliggende massene pløyes opp. Rensingen skjer både i filtersanden og i de underliggende naturlige jordmassene. Vegetasjonen på og nedstrøms jordhaugen



Figur 3-30. Gjennomsnittlig renseevne for fire små infiltrasjonsanlegg (grøfter) undersøkt i NAT-programmet (fra Westby *et al.* 1997).

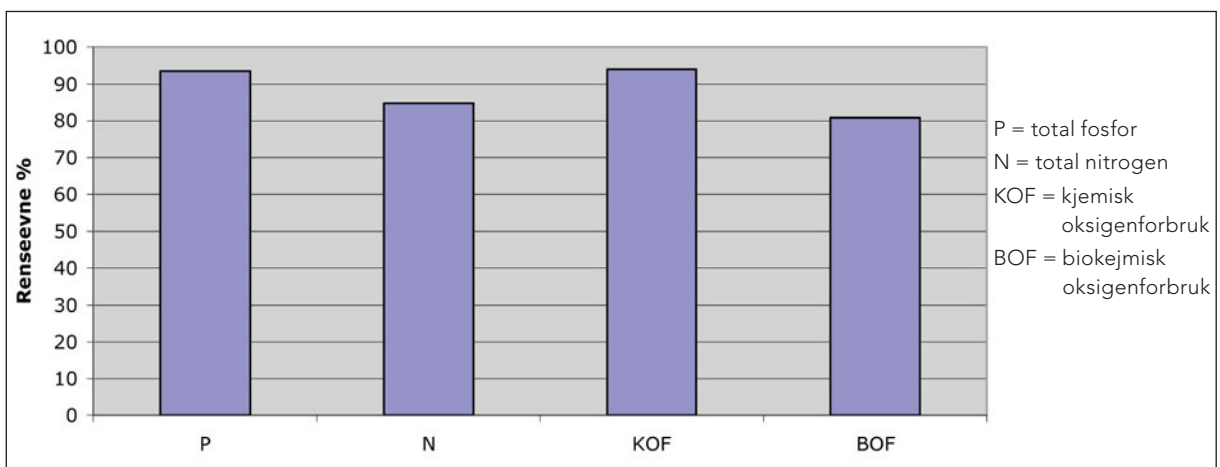


Figur 3-31. Snitt gjennom et jordhauginfiltrasjons-anlegg.

vil bidra til evapotranspirasjon og opptak av næringsstoffer.

Jordhauginfiltrasjon kan brukes der stedege jordmasser har for liten mektighet eller for lav vannledningsevne til at et lukket infiltrasjonsanlegg kan bygges. Jordhauganlegg krever høy kompetanse ved dimensjonering og tilpasning. Utenlandske resultater viser at denne anleggstypen kan ha bedre renssevne enn lukkede infiltrasjonsanlegg. Dette skyldes blant annet at en utnytter matjordlaget som rensedium. Matjordlaget har et høyt innhold av organisk materiale som binder miljøgifter og er karbonkilde ved denitrifikasjon. Anleggstypen kan optimaliseres for opptak av næringsstoffer i planter ved å plassere anlegget oppstrøms en våtmark (for eksempel myr). I NAT-programmet ble renssevnen til fire jordhauginfiltrasjonsanlegg fulgt opp (Figur 3-32).

Prøvetakingspunktene lå fra 0,3 til 12 meter fra anleggene. Alle anleggene var dimensjonert for en belastning på 2 cm/døgn av sandlaget (sand av type A i Figur 3-20B). Figur 3-32 er basert på gjennomsnittsverdier fra alle prøvetakingspunkt for hvert anlegg. Gjennomsnittskonsentrasjonene som ble målt var 0,07 mg/l fosfor, 3,7 mg/l nitrogen, 15 mg/l BOF og 28 mg/l KOF. Innholdet av indikatorbakterier TKB (termotolerante koliforme bakterier) var < 200/100 ml i alle prøvene. Badevannskvaliteten var < 1000 TKB/100 ml. Alle anleggene bortsett fra ett, som ble bygget midt i prøvetakingsperioden, er fulgt opp i 3–4 år. Ved prøvetakingens avslutning var tre anlegg 4 år og ett anlegg 2 år gamle. Det kan forventes at de har oppnådd en stabil renssevne for nitrogen og organisk materiale. Fosforrensingen er avhengig av bindingskapasiteten til jorden og vil



Figur 3-32. Gjennomsnittlig renssevne for fire jordhauginfiltrasjonsanlegg undersøkt i NAT-programmet (fra Westby et al. 1997).

kunne endres med tid. Anleggene med jordhauginfiltrasjon fjerner mer nitrogen enn infiltrasjon i grøfter. Dette er i samsvar med utenlandske resultater (USEPA 1981) og skyldes at potensialet for denitrifikasjon er høyt i matjordlaget.

### **Sandfilteranlegg (Markbædd)**

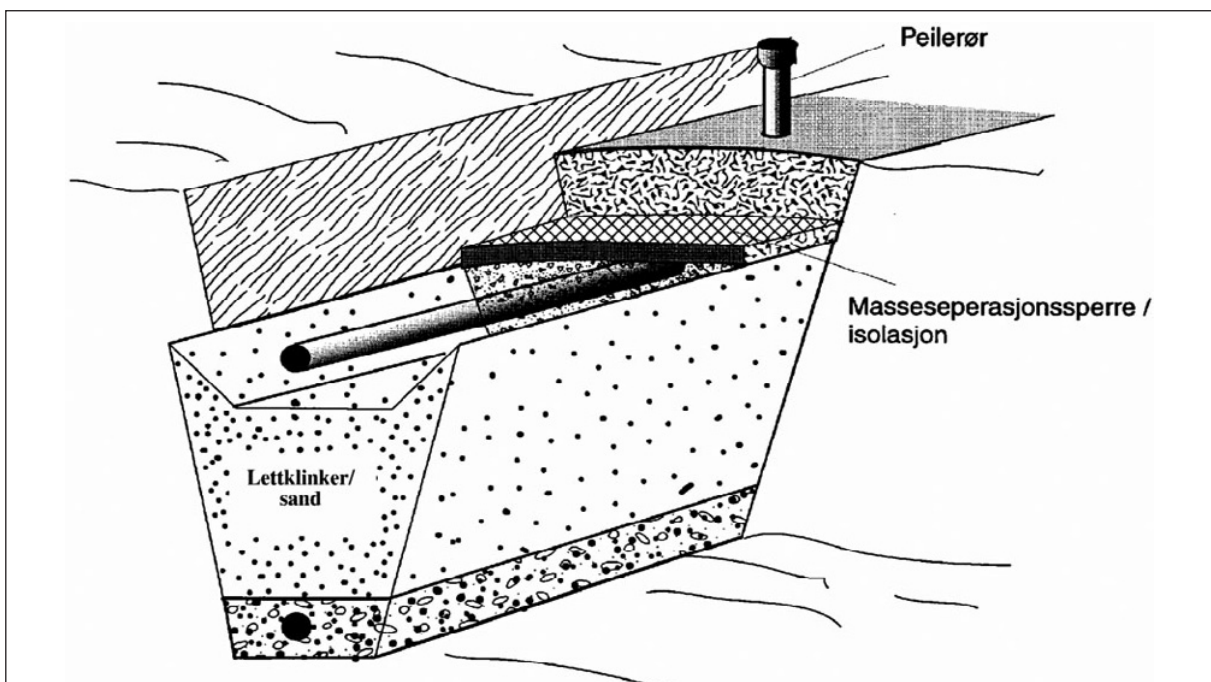
I et vanlig sandfilter infiltreres avløpsvannet i et fordelingslag av pukkk (Figur 3-33). Under dette er det minimum 75 cm filtersand. Filtersanden skal i Norge, fylle spesielle krav mht. kornfordeling (Figur 3-20B). Hydraulisk arealbelastning 2 eller 4 cm/døgn bestemmes også ut fra Figur 3-20B. Under filtersanden er det et nytt drensag for oppsamling av rensset vann. Det er idag krav om at utløpet fra sandfilteret skal ledes til en vannresipient. Rensingen foregår hovedsakelig i sandlaget. Fosforbindingsevnen er avhengig av overflatekjemien på filtersanden. Når fosforbindingskapasiteten er mettet, bør filtersanden skiftes. Det vil som regel være nok å skifte den øverste 30–50 cm av filtersanden. En hvileperiode kan regenerere noe av fosforbindingsevnen (Sawhney og Hill 1975). Dette vil kreve veksling mellom to filtre. Innblanding av jern- og aluminiumsforbindelser kan øke fosforbindingen i et sandfilter (Nilsson 1990).

Sandfiltre har hatt et dårlig rykte i Norge. Dette skyldes at de fleste anleggene som ble bygget etter retningslinjene som gjaldt før 1985, var underdimensjonerte. I retningslinjene som er utgitt etter 1985 er disse forholdene rettet på. Fosforfjerningen

i et sandfilter er avhengig av jordkjemien og hvor ofte sanden skiftes. Dersom en bruker sand med god fosforbindingsevne og denne skiftes ut hvert 10. år, vil det være mulig å rense 50 % (Stuanes og Nilsson 1985). Dersom denne sanden spres på åkermark vil være mulig å oppnå resirkulering av fosfor.

I NAT-programmet ble fjorten pilotskala sandfilter prøvd i et forsøksoppsett, hvor alle ble belastet med slamavskilt avløpsvann fra samme kilde (Ausland 1998). Seks anlegg hadde dårlig sortert sand ( $d_{50}=0,84$ ,  $S_o=9,85$ ) som ligger i *Seksjon 1* (Figur 3-20A), fire hadde filtersand ( $d_{50}=0,65$ ,  $S_o=3,13$ ) som ligger i *Seksjon 1* (Figur 3-20B). To anlegg hadde knust lettklinker (0–4 mm kornstørrelse) og to hadde rund lettklinker (0–4 mm og 4–10 mm). I tillegg til ulike filtermaterialer ble ulike hydraulisk belastning, samt trykkfordeling og fordeling av avløpsvann ved gravitasjon, sammenlignet. To av filterene hadde et syntetisk materiale "in drain" i stedet for pukkk i fordelingslaget (Laak 1987).

Fjerning av organisk materiale var god, med BOF < 95 % og KOF < 86 % og det var ingen signifikant forskjell mellom ulike filtermaterialer. Nitrogenfjerningen var ubetydelig, men alle filterene viste tilnærmet full nitrifikasjon. Fosforrensingen var bedre i fin-kornig enn i grovkornig lettlinkermateriale, til tross for at det grovkornige materialet hadde høyere fosforbindingsevne. Dette skyldes at strømningshastigheten var for stor i forhold til tiden som trengs for å oppnå binding. I tillegg så ble en mindre volumandel av



Figur 3-33. Tverrsnitt av et sandfilter. Legg merke til de skrå sideveggene.

de grovkornige filtermaterialene utnyttet enn i de fin-kornige. Det siste skyldes fordelingsystemene. Filtre med trykkfordeling bandt imidlertid mer fosfor enn filtre med fordeling ved gravitasjon fordi en større del av det totale filtervolumet ble utnyttet ved trykkfordeling.

Bakteriefjerningen var 3 tierpotenser bedre i filter med sand enn i filter med lettklinker. Det ble oppnådd bedre bakteriefjerning med bruk av trykkfordeling av avløpsvann enn ved fordeling ved gravitasjon. Bakteriefjerningen ble dårligere når hydraulisk belastning økte. Det var ingen sammenheng mellom bakteriefjerning og temperatur i området 2–17 °C, noe som viser at filterene er effektive også i kaldt klima. Oppholdstiden i filterene var den viktigste forklaringsfaktoren for fjerning av bakterier. Med oppholdstider på mer enn 50 timer ble tilnærmet alle TKB (termotolerante koliforme bakterier) fjernet.

Etter en periode på 2–6 måneder hadde alle filtre, uavhengig av belastning og filtertype, > 90 % nitrifikasjon. Nitrifikasjonskapasiteten så derfor ut til å ligge høyere. Zhu (1998) fant at i lettklinkerbaserte filtre så avtok nitrifikasjonen når belastningen ble større enn 30 cm/døgn. Det tok lengst tid å oppnå nitrifikasjon i lettklinkermaterialet hvor den initiale pH var > 10. Initialet fjernet filterene noe av den totale nitrogenbelastningen på grunn av adsorpsjon av ammonium. Når full nitrifikasjon var oppnådd, var det liten nitrogenfjerning i alle filtermaterialer. Det var forventet at filterene med god og dårlig sortert sand som har en kapillæresone med vannmetning nederst, skulle fjerne mer nitrogen enn lettklinker som ikke har en kapillæresone. Dette skjedde ikke og skyldes antakelig lite tilgjengelig karbon for denitrifikasjon, fordi fjerningen av organisk materiale var høy.

Filtre med "in-drain" kunne kunne motta opptil fire ganger høyere belastning enn filtre med pukkl eller lettklinker som fordelingsmedium, uten at renseevnen ble redusert (Ausland 1998).

## 3.4 Konstruert våtmark

Naturlige våtmarker fungerer ofte som nyrer i naturen og mange av de vanligste forurensningsstoffene holdes tilbake eller brytes ned i våtmarkene. Ved å konstruere våtmarker som etterligner det som skjer

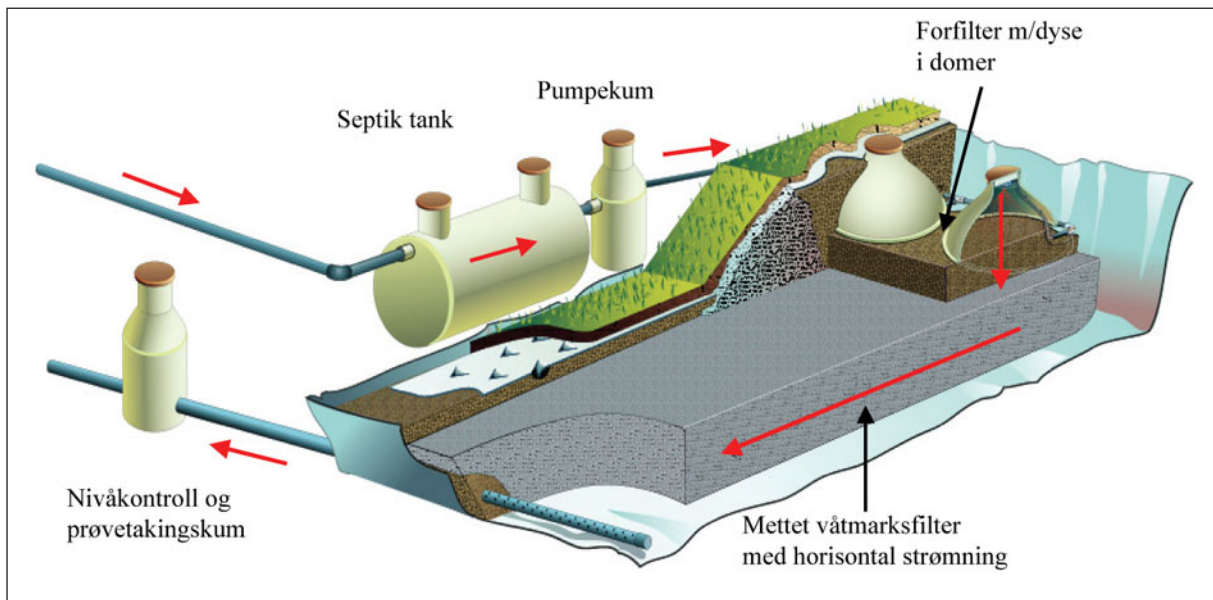
i naturlige våtmarker, kan mange spennende rensekonsepter utvikles. I Sverige er det flere eksempler på bruk av konstruerte våtmarker med fritt vannspeil som etterpolering til konvensjonelle renseanlegg (Andersson *et al.* 2000). Kunstige og naturlige våtmarker kan være effektive for å redusere forureningsbidraget fra avrenning fra landbruksområder. I Norge ble det i NAT-programmet satset på å utvikle små konstruerte våtmarker med strømning under overflaten.

Norge har et klima som gjør at det er mange som har stilt spørsmål om konstruerte våtmarker kan fungere som rensesystem. Hovedspørsmålene som ble reist var om anleggene ville fryse om vinteren og om de ikke frøs, hvilken renseeffekt ville oppnås om vinteren. Modellering av varmetap viste at dersom anleggene ble isolert ville de fungere hydraulisk selv i de kaldeste månedene i Norge. Ved kontinuerlig vanntilførsel ville isolasjon tilsvarende 5 cm ekspandert polyurethan på overflaten, være tilstrekkelig (Mæhlum og Jenssen 2002).

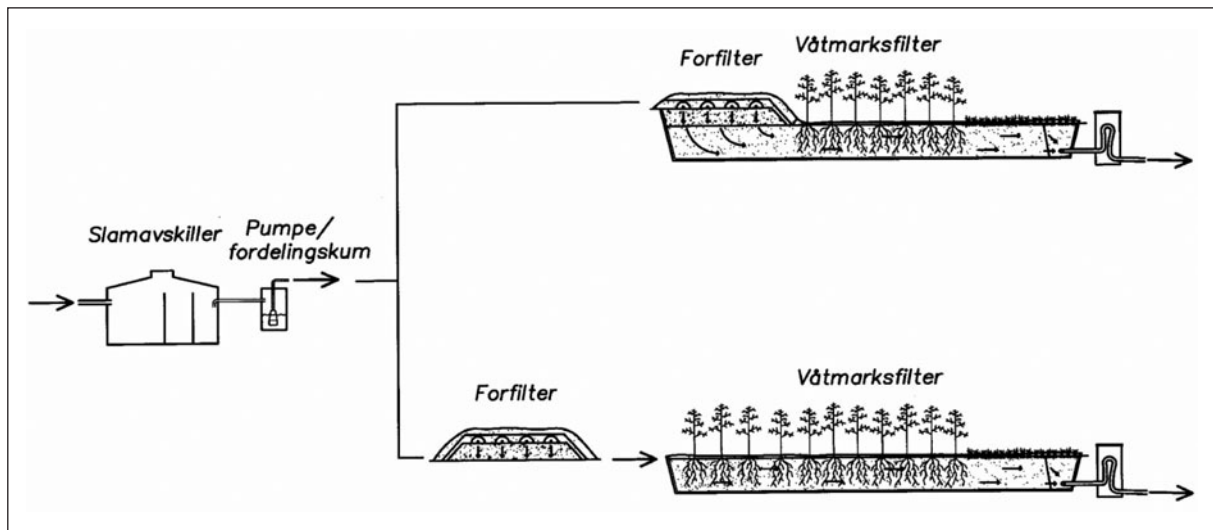
Det første anlegget for rensing av avløpsvann for boliger ble bygget i 1991. For å ta hensyn til at plantene er i dvale om vinteren og ikke tilfører rotsonen oksygen ble det første anlegget bygget med et aerobt biofilter som forbehandling (Jenssen *et al.* 1993). Med bakgrunn i resultater fra NAT-programmet (Mæhlum 1998 og Zhu 1998) og erfaring fra en rekke fullskala renseanlegg ble det utarbeidet retningslinjer for dimensjonering og utforming av konstruerte våtmarker (VA-miljøblad 2001b). Idag er konstruerte våtmarker med forbehandling i aerobe biofilter aktuelle renseløsninger for spredt bebyggelse, mindre tettsteder og turistbedrifter i Norge. Løsningen er også aktuell der infiltrasjon ikke kan benyttes. Årsaken til at konstruerte våtmarker er en populær løsning er stabil renseevne og lave driftsutgifter.

### 3.4.1 Utforming og dimensjonering

Figur 3-34 viser nyeste generasjon i design av en konstruert våtmark for en bolig. Anlegget består av en slamavskiller, en pumpekum (som kan integreres i en slamavskiller), et aerobt biofilter med vertikal nedadgående strømning, en våtmark med horisontal strømning og til slutt en prøvetakings- og nivåreguleringskum. Pumpekummen kan erstattes med en hevert (sifon) eller et vippekar dersom det er



Figur 3-34. Nyeste generasjon design av en konstruert våtmark med forbehandling i et aerobt biofilter (figur fra Maxit AS Norge).



Figur 3-35. Tverrsnitt av en konstruert våtmark med separat og integrert biofilter/forfilter.

tilstrekkelig høydeforskjell. Biofilteret kan bygges integrert eller adskilt fra våtmarksfilteret (Figur 3-35).

Det er vanlig å beplante våtmarksfiltre med takrør (*Phragmites*), men andre planter kan også benyttes. Undersøkelser av plantenes rolle, både i fullskala systemer og i laboratoriet, viser at planter kan ha en positiv effekt på nitrogenrensing, men har ingen dokumenterbar effekt på rensing av organisk materiale og fosfor (Zhu 1998, Mæhlum og Stålnacke 1999). I den senere tid er det derfor bygget mange anlegg med gress i stedet for våtmarksplanter. Ved bruk av gress kan det diskuteres om begrepet våtmarksfilter er riktig, men bruk av gress over et isolerende lag med jord eller lettklinker forenkler tilpasningen til områder med kaldt klima.

Med forfilter av lettklinker med kornstørrelse 2–10 mm er det anbefalt å belaste forfilteret med maksimum 20 cm/døgn med blandet avløpsvann (gråvann + WC) og maksimum 30 cm/døgn for gråvann (VA-miljøblad 2001b).

De fleste våtmarksfiltre har hatt et overflateareal på 8–12 m<sup>2</sup>/person når blandet avløpsvann fra husholdninger (svart- og gråvann) er behandlet. I retningslinjene (VA-miljøblad 2001b) anbefales 8–10 m<sup>2</sup>/person. Dybden på anleggene har variert fra 0,8–1,2 m. I retningslinjene anbefales det minimum 1 m. Dette er dypere og større volum enn det som anbefales i de fleste andre land (Vymazal *et al.* 1998, Kadlec *et al.* 2000). Grunnen til det er det kalde klimaet og kravet om høy fosforrensing, uten å måtte bytte filtermaterialet i våtmarksfilteret før det har

gått minst 10 år. Den endelige utforming av våtmarksfilteret (bredde, lengde og dybde) avhenger først og fremst av den hydrauliske ledningsevnen til filtermaterialet. Det er mulig å benytte en rekke ulike filtermaterialer, naturlige og produserte.

I Norge finnes det erfaringer fra bruk av sand og skjellsand, men det vanligste filtermediet både i biofiltre og i våtmarksfiltre er lettklinker. For gråvann er det utviklet kompakte systemer der arealkravet er 2–3 m<sup>3</sup>/person. Dette har gjort konstruert våtmark til en mulig renseløsning også i urbane strøk (Jenssen 2001, Jenssen og Vråle 2004). Nye resultater (Heistad *et al.* 2005 og Jenssen *et al.* 2006) viser at det vil være mulig å redusere størrelsen på våtmarksfilteret uten at det går ut over renssevnen. Dette skyldes at biofilteret er svært effektivt (Figur 3-35).

I systemer som er beplantet med våtmarksplanter fører fordampning av vann fra plantene (evapotranspirasjon) til at anlegg i perioder av sommeren ikke har noe utløp fordi alt vannet har fordampet. Dette er i perioder hvor vannføringen i de mottakende bekker/elver er på et minimum og dermed er mest sårbar. På denne måten er våtmarksfiltre med våtmarksvegetasjon naturlig tilpasset resipientens sårbarhet.

### 3.4.2 Renseevne

Antatt relativ betydning for den totale renseseffekten for biofiltre og våtmarksfiltre er vist på Figur 3-36.

Figur 3-36 viser at for BOF og total-N så skjer mesteparten av rensingen i biofilteret. Våtmarksfilteret er viktig for å fjerne fosfor og mikroorganismer. I biofilteret er det observert en reduksjon av indikatorbakterier på 2–5 tierpotenser. Generelt for kombinasjonen biofilter/våtmarksfilter er reduksjonen 4–5 tierpotenser (Tabell 3-9).

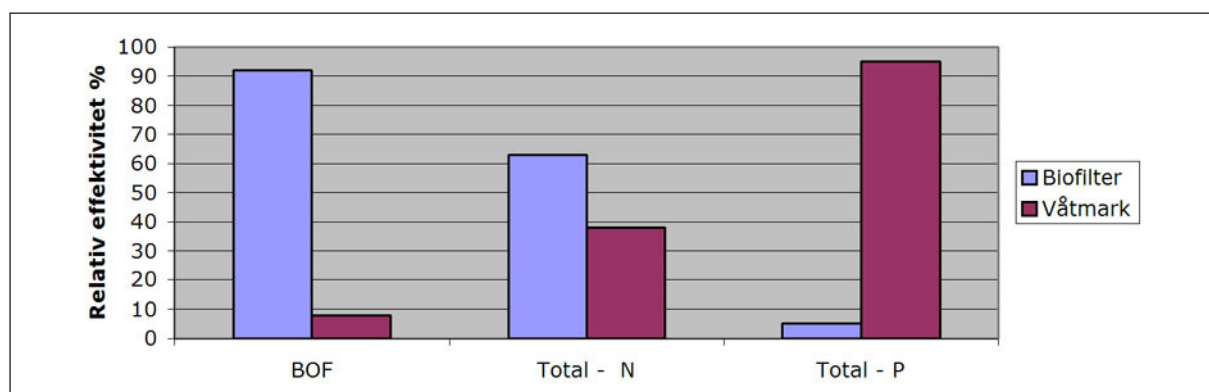
Renseevnen til endel fullskala systemer er vist i Tabell 3-9. Generelt så renses anleggene mer enn 80 % for organisk materiale målt som BOF, 90 % for fosfor og 40–60 % for nitrogen. Et våtmarksfilter med våtmarksplanter vil alltid produsere noe organisk materiale. Dette gjør at det kan være vanskelig å få BOF-verdier som er like lave som etter rensing i for eksempel sandfilter. Indikatorbakterier TKB (termotolerante koliforme bakterier) reduseres effektivt og alle anlegg hvor dette er målt tilfredstiller de europeiske krav til akseptabel badevannskvalitet (< 1000 TKB/100 ml) og mange tilfredsstiller også kravet til god badevannskvalitet (< 100 TKB/100 ml).

### Fosforbinding

Fosforbindingsevnen har vært en viktig faktor ved dimensjonering av våtmarksfiltre. Anlegg som er bygget til nå er dimensjonert for å kunne binde fosfor i 10–15 år. For å kunne foreta en slik dimensjonering er det viktig å kunne anslå langtids-fosforbindingsevne.

Fosforbindingsevnen kan enkelt måles ved rysteforsøk i laboratoriet. I et risteforsøk benyttes det ren fosfatløsning og forsøket varer 24 timer. Dette er forskjellig fra forholdene i et våtmarksfilter. Mange har forsøkt å finne modeller for å beregne langtidsbindingskapasitet (Arias *et al.* 2001; Drizo *et al.* 2002; Jenssen og Krogstad 2002), men hittil har ingen lyktes å finne en universell modell.

I forbindelse med infiltrasjon av avløpsvann har flere funnet at jorden under infiltrasjonsanlegget binder mer fosfor enn det som er målt i risteforsøk (Sawhney & Hill 1975 og Krogstad 1986). For våtmarksfiltre er en tilsvarende sammenheng ikke like klar. For fabrikkproduserte medier som lettklinker foreslår Jenssen og Krogstad (2002) at 50 % av verdien som er målt i laboratorieforsøk benyttes som



Figur 3-36. Antatt relativ betydning for den totale renseseffekten for biofiltre og våtmarksfiltre. (Figuren bygger på data fra Jenssen *et al.* 2005 og 2006).



Tabell 3-9. Renseevne (%) og utløpskonsentrasjoner (mg/l) i 13 konstruerte våtmarkssystemer i Norge. Renseevnen er beregnet i forhold til utløpskonsentrasjonen i slamavskilt avløpsvann og er samlet renssevne for biofilteret og våtmarksfilteret.

System (p) <sup>b</sup>	Syst. no.	Built year	TP		TN		COD		BOD <sub>7</sub> <sup>c</sup>		TOC		TCB <sup>d</sup>
			%	C <sub>out</sub>	%	C <sub>out</sub>	%	C <sub>out</sub>	%	C <sub>out</sub>	%	C <sub>out</sub>	
Haugstein (7)	1	1991	97	0.3	64	40	75	52	80	15			<50
Tveter (7)	2	1993	96	0.4	41	49	69	123	84	21			<50
Østegården (8)	3	1993	93	0.6	79	23	41	143	90	22			<50
Fagernes (8)	4	1996	98	0.1	60	17	88	34					
Lilleng (60)	5	1997	95	0.1	53	25					90	9	<50
Bromølla (40)	6	1998	98	0.1	47	23			98	5			<10
Bogstad (56)	7	1999	98	0.05							80	22	<10
Holt farm (30)	8	1999	98	0.01							90	10	
Tyrili (50)	9	2000	97	0.3							70	38	
Dal skole (39)	10	2000	98	0.1	69	9	82	24					
Kaja* (48)	11	1997	89	0.1	72	2.5			93	5			<100
Torvetua* (140)	12	1998	79	0.19	60	2.2	82	62,0					<1000
Klosterenga*(100)	13	2000		0.2		2.5		19,0					0

\*) Gråvannssystemer. a) Basert på middel konsentrasjon, n=5-50 punktprøver. b) Antall personer (p) i parentes. c) BOF måling over 7 dager (BOF<sub>7</sub>) var standard i Norge. d) Termotolerante koliforme bakterier (TKB) per 100 m.

dimensjonerende verdi for våtmarksfiltre. Dette skyldes også at en del av kalsiumet som finnes i filtermediet vaskes ut av anlegget i løpet av anleggets første operative år.

Den høyeste fosforbindingskapasiteten som er målt i rysteforsøk er 17 000 mg/kg (Roseth 2000). Denne verdien er målt i en prøve av skjellsand. Analyser av skjellsand varierer imidlertid fra 1500 til 17 000 mg/kg. Skjellsand er et naturlig karbonatholdig materiale som finnes i begrensede forekomster langs kysten av Norge. I rustbrun sand, som inneholder mye oksiderte jernforbindelser, er en fosforbindingskapasitet på over 1000 mg/kg målt. Det mest vanlige materialet som brukes i våtmarksfiltre i Norge er lettklinker. Firmaet Optiroc A/S har utviklet en type lettklinker med høy fosforbindingskapasitet (FiltraliteP). Maksimal fosforbindingsevne som er målt i FiltraliteP er 12 000 mg/kg. For dimensjonering av våtmarksfiltre anbefaler forfatterne å benytte en lavere verdi, for eksempel 2 500 mg/kg.

I Tabell 3-10 er det beregnet hvor mye materiale som trengs for å fjerne all fosfor fra en person i 15 år med bruk av ulike materialer.

Dersom de maksimale bindingsverdiene for skjellsand og FiltraliteP kunne brukes direkte for dimensjonering av anlegg ville behovet for materiale være henholdsvis 0,53 og 1,25 m<sup>3</sup>/person. På grunn

Tabell 3-10. Antall m<sup>3</sup> filtermateriale for å binde all fosfor fra en person i 15 år\*. Det er regnet med full tilstedeværelse og et fosforutslipp på 0,6 kg/person og år.

Materiale	Fosforbindingsevne rysteforsøk mg/kg	Tetthet kg/dm <sup>3</sup>	Mengde* filtermateriale m <sup>3</sup>
Rustbrun sand	700	1,4	9,2
Skjellsand	1500	1,0	6,0
FiltraliteP	2500	0,6	6,0

av at de maksimale bindingsverdiene ikke er representative i de kommersielle produktene og fordi det fortsatt er usikkerhet knyttet til langtids-fosforbinding, så anbefales det i de norske retningslinjene å bruke mellom 8–10 m<sup>3</sup> filtermateriale per person avhengig av materiale. Nye resultater (Heistad *et al.* 2005; Jenssen *et al.* 2006) har vist at det er mulig å bruke mindre volum uten at renssevnen reduseres, hverken for fosfor eller andre parametere. Det gir mer kompakte anlegg og lavere investeringskostnader, men filtermaterialet i våtmarksfilteret må skiftes oftere.

### Rensing av nitrogen

I tillegg til rensing av fosfor har våtmarksfilteret en viktig funksjon for rensing av nitrogen og bakterier.

Det er flere mekanismer og forhold som kan bidra til å fjerne nitrogen og bakterier, men hva som er hovedmekanismene i et gitt filtermedium er ennå ikke klarlagt.

I våtmarksfiltre beplantet med våtmarksplanter kan både nitrifikasjon og denitrifikasjon forekomme. Dette skyldes at det er en aerob sone nær planteroottene fordi våtmarksplanter har evne til å transportere oksygen til røttene. I en viss avstand fra røttene vil det være anoksiske forhold. Dette gir ideelle betingelser for nitrogenfjerning. Brix og Schirup (1990) fant imidlertid at plantenes evne til å transportere oksygen var begrensende for nitrifikasjon, selv når plantene var i den vegetative fasen (i vekst). Om vinteren går plantene i dvale og bidrar med lite oksygen. På grunn av dette anbefales det alltid å kombinere forbehandling i et aerobt biofilter med etterfølgende rensing i et våtmarksfilter.

Zhu (1998) viste i laboratorieforsøk at selv om biofilteret nitrifiserte så skjedde den vesentligste delen av denitrifikasjonen i våtmarksfilteret. Kraft (2002) fant at det kan foregå en betydelig nitrogenfjerning i det aerobe biofilteret. Jenssen *et al.* (2006) rapporterer at for 9 fullskalaanlegg, så skjer over halvparten av reduksjonen av nitrogen i biofilteret (Figur 3-36). Zhu (1998) viste at plantebevokste våtmarksfiltre hadde opptil 30 % høyere fjerning av nitrogen enn filtre uten planter. En sannsynlig årsak til forskjellen er at det er mer organisk materiale i et filter med vegetasjon og dette kan bidra som karbonkilde ved denitrifikasjon.

### Rensing av bakterier og virus

Alle våtmarksfiltre hvor det er målt på TKB (termotolerante koliforme bakterier) i utløpet (Tabell 3-9) tilfredstiller kravet til akseptabel badevannkvalitet (< 1000 TKB/100 ml). Det er ikke helt klarlagt hva

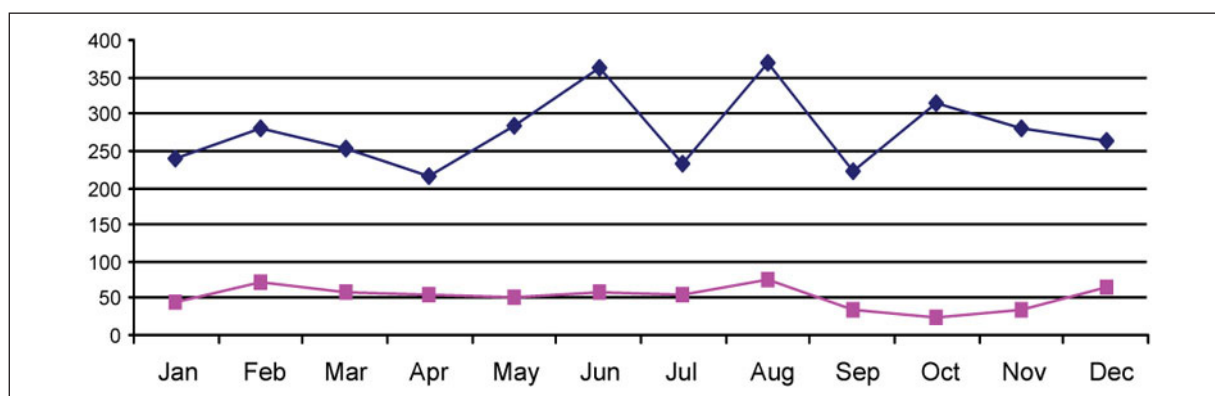
som er hovedmekanismen for fjerning av bakterier. I anlegg med FiltraliteP vil høy pH (pH > 10) de første driftsårene medvirke til god reduksjon av bakterier. Det er imidlertid mange anlegg hvor pH ligger mellom 7–8 som renses godt for bakterier (anlegg 1,2,3 og 11 i Tabell 3-9). Anlegg 1 og 3 har begge en seksjon med sand. Sand har porer som er små nok til at filtrering kan være en viktig mekanisme. Kornstørrelsen i anlegg 2 og 11 er for store (1–4 mm) til at filtrering kan være effektiv. Det er kjent at god bakteriefjerning forkommer i medier som har evne til å binde fosfor (Stuanes og Nilsson 1987). De fleste filtermediene som benyttes i våtmarksfiltre i Norge har høy fosforbindingsevne og har derfor potensielt god evne til å fjerne bakterier.

Biologiske faktorer for fjerning av bakterier og virus kan også være av betydning (Stevik 1998). Det er påvist at planter kan ha en effekt på bakteriefjerningen ved at de skaper miljøforhold for ciliater som effektivt beiter ned bakterier av typen *E.coli* (Decamp *et al.* 1999).

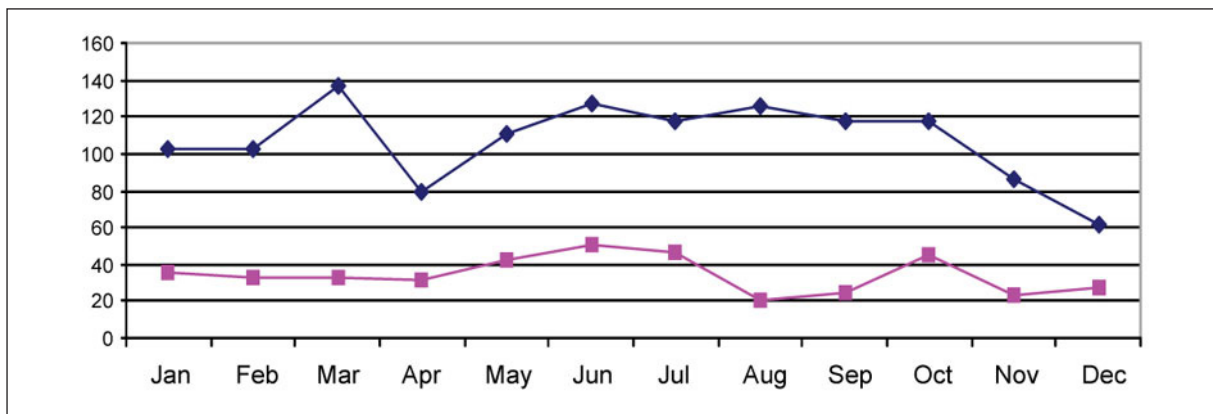
Innledende forsøk (Heistad *et al.* 2005) viser at i anlegg med FiltraliteP så er det ikke påvist somatiske kolifage virus i utløpet. Det er foreløpig uklart om dette skyldes den høye initielle pH-verdien i anlegg med lettklinker (FiltraliteP) eller om det også er andre virksomme mekanismer.

### Renseevne som funksjon av årstid

For å illustrere hvordan renseevnen varierer over året så er data fra renseanlegget på Haugstein vist (Figur 3-37, 3-38 og 3-39). Den konstruerte våtmarken på Haugstein ble bygget høsten 1991 og er det eldste renseanlegget i Norge som renses slamavskilt husholdningsavløp i en konstruert våtmark. Anlegget er beskrevet i en rekke publikasjoner blant annet Jenssen *et al.* (1993).



Figur 3-37. Månedlige gjennomsnittsverdier over 9 år for KOF (mg/l) i innløp (◆) og utløp (■) for renseanlegget på Haugstein (anlegg 1, Tabell 3-9).



Figur 3-38. Månedlige gjennomsnittsverdier over 9 år for total-N (mg/l) i innløp (◆) og utløp(■) for renseanlegget på Haugstein (anlegg 1, Tabell 3-9).

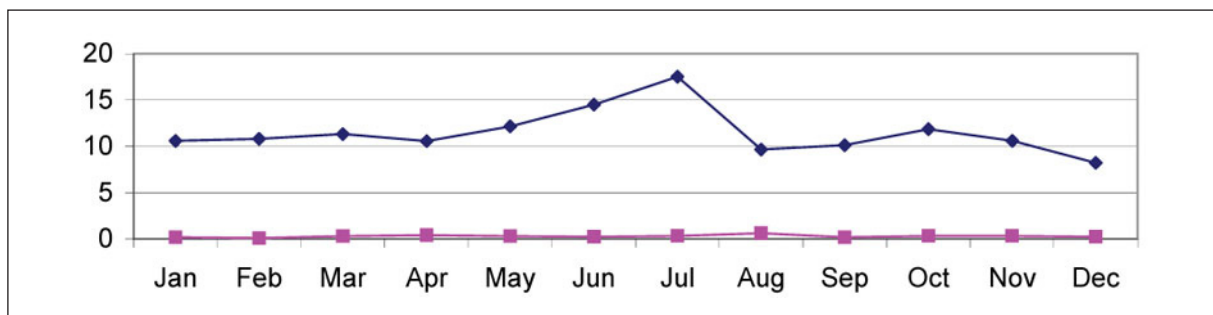


Figure 3-39. Månedlige gjennomsnittsverdier over 9 år for totalfosfor (mg/l) i innløp (◆) og utløp(■) for renseanlegget på Haugstein (anlegg 1, Tabell 3-9).

Figurene 3-37 og 3-38 viser månedlige gjennomsnittsverdier for KOF og nitrogen (tot N) i innløp og utløp. Rensing av KOF og nitrogen skjer gjennom biokjemiske prosesser. Biokjemiske reaksjoner er normalt temperaturavhengige og går langsommere ved lavere temperatur. Det er derfor sannsynlig at en eventuell effekt av årstid vil gi utslag for disse parametrene. Figurene 3-37 og 3-38 viser at selv om innløpskonsentrasjonene varierer mye, så produserer anlegget en stabil uløpskvalitet som ikke er påvirket av årstid. Statistiske beregninger understøtter det kurvene viser; at det ikke er signifikante forskjeller mellom ulike årstider. Alle anlegg hvor renseevnen mellom sommer og vinter er sammenlignet viser tilsvarende resultater som på Haugstein; at variasjonen i renseevne avhengig av årstid er liten (Mæhlum 1998).

Fosforfjerning i våtmarksfiltre skjer normalt ved kjemisk/fysiske reaksjoner. Disse påvirkes mindre av temperatur enn de biokjemiske. Det var derfor forventet at fosforkonsentrasjonen ut av anlegget på Haugstein ville være lite påvirket av årstid. Figur 3-39 viser at utløpskonsentrasjonene er stabile. Forventet renseevne for fosfor for anlegget på Haugstein er 15 år.

### 3.4.3 Gjenbruk av filtermateriale

Konstruerte våtmarker er en anleggstype som brukes der hvor infiltrasjon ikke er mulig. I Norge vil dette ofte være i områder med leir- og siltjordarter (marine avsetninger) eller finkornig kompakt morene med lav hydraulisk ledningsevne. I slike områder er det behov for jordforbedringsmiddel fordi jorden ofte er ”tung”. Når fosforfjerningen i konstruerte våtmarker optimaliseres ved å bruke filtermateriale med høy fosforbindingsevne vil det akkumuleres fosfor i filtermaterialet. Fosfor er en begrenset ressurs og det er derfor interessant å se på om fosfor bundet til filtermateriale fra konstruerte våtmarker kan brukes som gjødsel og jordforbedringsmiddel i planteproduksjon.

For å kunne resirkulere brukt filtermateriale må det minimum oppfylle de krav som settes til slam fra avløpsrenseanlegg med hensyn på innhold av tungmetaller, bakterier og parasitter. Materiale fra fire anlegg er undersøkt og sammenlignet med norske forskrifter for resirkulering av slam (Paruch *et al.* 2005).

#### Plantetilgjengelighet av bundet fosfor

Fosformettet filtermateriale fra våtmarksfiltre inneholder et porøst medium, vanligvis leirklinker eller

sand, blandet med organisk materiale i form av nye og gamle planterøtter. Dette er i utgangspunktet et godt jordforbedringsmiddel. Hvorvidt dette materialet også gir en gjødseffekt avhenger av om fosforen er bundet i en plantetilgjengelig form. Krogstad *et al.* (2005) har undersøkt plantetilgjengeligheten for fosfor bundet i slam fra konvensjonelle renseanlegg. Undersøkelsen viste at fosfor bundet til jern eller aluminium var lite plantetilgjengelig. Fosfor bundet til kalsium var derimot velegnet som gjødsel i planteproduksjon.

Kværnstrøm *et al.* (2004) har undersøkt plantetilgjengeligheten i fosfor bundet til filtermaterialet FiltraliteP. Utgangspunktet for undersøkelsen var materiale fra et norsk våtmarksfilter. Resultatene viste at fosfor bundet til FiltraliteP var like plantetilgjengelig som fosfor fra mineralgjødsel. Plantetilgjengeligheten til fosfor bundet til sand eller skjellsand er ikke undersøkt. Det er imidlertid grunn til å anta at fosfor bundet til skjellsand som inneholder mye kalsium vil oppføre seg nokså likt fosfor bundet til FiltraliteP. Fosfor bundet til vanlig rustbrun sand vil være bundet til jern- og aluminiumforbindelser og har antakelig ikke like god plantetilgjengelighet som fosfor bundet til skjellsand eller FiltraliteP.

#### **Binding og akkumulasjon av tungmetaller**

Tungmetaller i avløpsvann assosieres ofte med avløp fra industri. Det er imidlertid også endel tungmetaller i avløp fra husholdninger. Dersom disse metallene bindes og akkumuleres i våtmarksfilter vil konsentrasjonen kunne bli så høy at gjenbruk ikke er ønskelig. I utgangspunktet bindes de fleste tungmetaller dårlig til mineralmateriale, men godt til organisk materiale. Selv om tungmetallene bindes dårlig til sand og lettklinker vil de kunne akkumulere ved binding til organisk materiale som øker med tiden, fordi nye planterøtter dannes. For å undersøke dette er det tatt prøver av filtermaterialet i de to eldste våtmarksfiltrene i Norge (anlegg 1 og 2, Tabell 3-9) i 2000 (Krogstad *et al.* 2000). I den første undersøkelsen hvor anleggne hadde vært i drift i henholdsvis 9 og 7 år, var alle verdiene under kravet til *klasse 1 slam* i Norge (kan brukes i landbruk). Fem år senere ble de samme anleggene prøvetatt, samt to nye (Paruch *et al.* 2005). I de gamle anleggene hadde tungmetallinnholdet for sink, nikkel og krom økt. For de øvrige undersøkte metallene (kadmium, bly, kvikksølv og kobber) var det ingen signifikant økning de siste 5 årene. For kadmium var alle prøver i

begge undersøkelser lavere enn deteksjonsgrensen. I noen anlegg var innholdet av nikkel, sink eller krom høyere enn grensen for *klasse 1 slam* i Norge. De øvrige metallene lå godt under grensen for *klasse 1 slam*.

#### **Hygiene**

Paruch *et al.* (2005) undersøkte innholdet av indikatorbakterier (termotolerante koliforme bakterier), samt F-RNA bakteriofager og somatiske kolifager (virus som angriper tarmbakterier og som finnes i avføring). Filterprøver som ble tatt ut ble lagret i tre og seks måneder ved 4 °C, 10 °C og 20 °C. Bakteriofager kunne ikke påvises i noen av prøvene etter tre måneders lagring, og samtlige analyser av termotolerante koliforme bakterier viser konsentrasjoner under grenseverdien for bruk av avløpsvann i landbruket (2500/g TS). Det er ikke påvist Salmonellabakterier eller parasittegg ved analyse av det samme filtermaterialet.

### **3.5 Kombinasjon av dammer, beplantet sandfilter og konstruert våtmark**

Dammer ble prøvd som rensemetode i Norge på 1970-tallet, men systemene ble anaerobe når det var is på dammene i vinterhalvåret. Dette førte til at fosfor som var felt ut i bunnsedimentene, gikk i løsning og ble vasket ut. Dette, samt lukt når isen smeltet, var hovedgrunnene til at dammer ikke ble noen suksess i Norge og de fleste rensedammene ble skiftet ut med andre metoder.

Det er imidlertid endel damsystemer i drift ved såkalte Camphill-landsbyer i Norge. I Camphill har man benyttet seg av økologiske rensemetoder i over 25 år og har vært pionerer i utviklingen av nye metoder, som systemet ved Oaklands Park i England, der potensialet i støtvis belastede plantebevokste sandfiltre ble etablert (Burka og Lawrence 1990).

Norge har på grunn av følsomme resipienter strenge utslippskrav, særlig for fosfor. I løpet av de siste 10 årene er det gjort betydelige fremskritt i utviklingen av konstruerte våtmarker, der ikke bare fjerningen av nitrogen er høy, men også av fosfor på grunn av bruk av filtermedier med stor evne til å binde fosfor (Zhu *et al.* 1998, Jenssen and Krogstad 2002).

Nitrifikasjon og fosforfjerning krever aerobe forhold og effektiviteten reduseres derfor når tilførselen av organisk materiale øker eller oksygenmengden avtar. Aerob behandling før våtmarken er derfor ansett som nødvendig for jevn ytelse under norske forhold (Jenssen *et al.* 1993, Mæhlum and Jenssen 1998).

Forsøk utført på Solborg Landsby i Norge viste at stabiliseringsdammer for avløpsvann luftet med Flowforms (Gee 1980 og Wilkes 1980) sørget for effektiv aerob behandling ved temperaturer på  $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ , med et isdekke på 50 cm (Jenssen *et al.* 1991). Jenssen *et al.* (1991) foreslo at et system der luftede biodammer inkorporeres, etterfulgt av konstruerte våtmarker kunne oppnå høy rensegrad i tillegg til å være et attraktivt innslag i landskapet. Anlegget på Vidaråsen som ble ferdigstilt i 1998, er basert på denne kombinasjonen. Resultatene fra de fem første driftsårene er vist i Tabell 3-11.

Resultatene viser en god renseevne for alle målte parametere. En viktig årsak til de gode resultatene er anleggets utstrekning på  $10\text{ m}^2/\text{pe}$  og volum på  $11,1\text{ m}^3/\text{pe}$ . For damsystemer i kombinasjon med våtmark er det foreløpig ikke utarbeidet noen retningslinjer i Norge. Erfaringene fra Vidaråsen tyder på at nye systemer kan bygges mer kompakte og fortsatt ha høy renseevne. Interesserte henvises til Browne og Jenssen (2005) for mer detaljert informasjon.

### 3.6 Plantebasert slamavvanning

I dag foregår omlag 20 % av slambehandlingen i Danmark i plantebaserte tørkesenger (Nielsen 2003). I Norge er plantebasert slamavvanning en ny og foreløpig lite utprøvd metode. Bruk av plantebasert slamavvanning ble utredet i NAT-programmet (Buseth *et al.* 1996). Danske erfaringer viser at plantebasert

slamavvanning er arealkrevende i forhold til tradisjonelle fysisk/kjemiske metoder for slambehandling. Dersom arealer er tilgjengelig kan metoden være konkurransedyktig både kostnads- og miljømessig.

Det ble reist to hovedspørsmål i forbindelse med bruk av plantebasert slamavvanning i Norge:

- hvordan vil anleggene fungere om vinteren?
- vil det bli lukt fra anleggene?

Det er kjent at frost har en gunstig effekt på avvanning av slam (Hellström og Kvarnström 1997). I følge resultatene til Hellström og Kvarnström (1997) skulle norsk klima med mer frost enn i Danmark være gunstig med tanke på avvanning. Forutsetningen ville være at anleggene ble dimensjonert slik at de kunne tåle akkumulasjon av frosset slam om vinteren. Det første anlegget i Norge ble bygget i Tvedestrand kommune i Aust Agder fylke og satt i drift i 1998.

#### 3.6.1 Oppbygging og virkemåte

Figur 3-40 (nedan) viser oppbygging av en plantebasert tørkeseng. I prinsippet er den bygget som en tradisjonell tørkeseng med et drensag i bunnen. Sammen med drensørene ligger også lufterør som tilfører oksygen til filteret over. Over drenslaget ligger et filterlag av sand. På toppen avsluttes det med et vekstlag hvor plantene etableres.

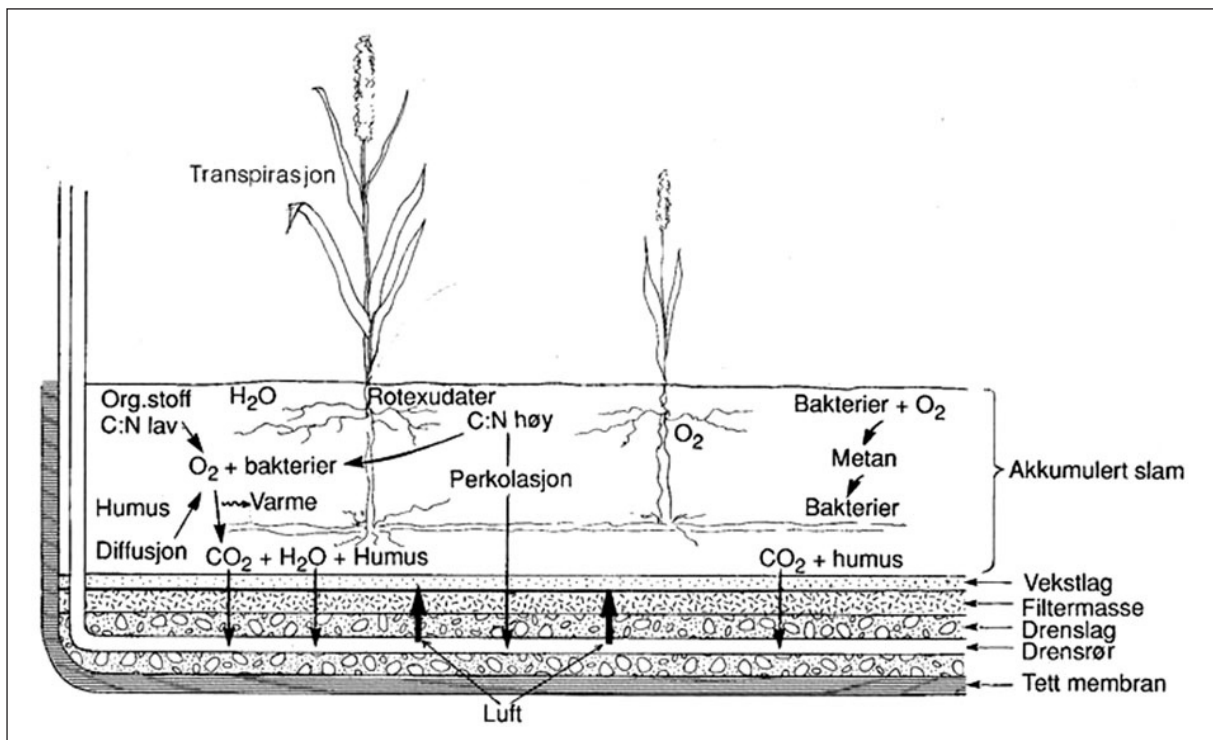
Det vanligste er at slammet kan tilføres gjennom rør som føres inn i bunnen av bassengene, på samme nivå som drenslaget, og som stikker opp gjennom filtermassene. Slammet kan også tilføres gjennom rør som er hengt opp over tørkesengen. Den mest estetiske løsningen er etter forfatternes mening, tilførsel fra bunnen og opp.

Slammet avvannes ved at vann drenerer ut av slammet ved gravitasjon. I tillegg vil plantene i bassenget bidra til å fordampe vann i vekstsesongen. På en varm

Tabell 3-11. Innløps- samt utløpskonsentrasjoner fra ulike behandlingstrinn på Vidaråsen (mg/l).

Parameter	Inløp	Forfilter	AFP	Dam 1	Dam 2+3	KV**
Total-P	6,8	3,6	2,16	0,88	0,52	0,25
Total-N	49,1	28,2	13,7	6,51	4,42	4,07
NH <sub>4</sub>	46,1	10,9	3,2	0,33	0,24	0,13
TOC	84,6	18,8	7,81	6,38	5,03	4,86
SS					5	< 3
TKB*		>2000	1200	100	50	< 10

\* Termotolerante koliforme bakterier /100 ml. \*\* Konstruert våtmark.



Figur 3-40. Snitt gjennom en plantebasert tørkeseng – prinsippskisse (fra Buseth *et al.* 1996).

dag med vind vil plantene kunne fjerne opptil 10 mm vann gjennom fordampning fra bladverket (evapotranspirasjon). Om vinteren vil vann separeres fra tørrstoff ved at vannet fryser ut (Hellström og Kvarnström 1997).

For at nytt slam som tilføres skal kunne avvannes må det eldre slammet ha en struktur som leder vann. Frysing og tining er en viktig prosess som er med på å lage en "kaffegrynstruktur" i slammet. I tillegg vil planterøttene skille ut såkalte roteksudater. Roteksudatene er stoffer som kan sammenlignes med en polymer ved at de "limer" sammen partikler og dermed virker aggregerende. Når det blåser vil bevegelse i plantestenglene bidra til å åpne slamoverflaten, og dermed forbedre dreneringsegenskapene til slammet. Plantene er derfor medvirkende til at plantebaserte tørkesenger har en større dreneringskapasitet enn tørkesenger uten planter.

I tillegg til avvanning så vil slammet over tid brytes ned (mineraliseres) og få en jordlignende struktur. Plantene bidrar også til prosesser som påvirker mineraliseringen. Våtmarksplanter er hule og kan transportere oksygen ned til røttene. I vekstsesongen vil dette gi et oksygentilskudd som kan virke positivt på nedbryting og omsetning av slammet. Plantene bidrar også til å fremme bakteriell aktivitet og dermed omsetning av slammet. Ifølge Heinss og Koottatep (2004) bidrar også rotveksten til å redusere gjentetting av filterlaget.

Plantene som vanligvis benyttes er takrør (*phragmites*). Takrør er den største gressarten i Norge og kan bli 1–3 meter høy. Arten finnes naturlig i våtmarker i Skandinavia til ca. 67° nord. Takrør er en av de planteartene som har størst biomasseproduksjon, med en 3–5 kg/m<sup>2</sup> og år. En naturlig følge av dette er at takrør også har en større rotmasse enn de fleste andre våtmarksplanter. Takrør tåler høye næringssaltkonsentrasjoner og klarer å vokse over et pH-intervall fra ca. 2–12. Den store rotmassen gir god grobunn for bakterier og et variert biologisk miljø som fremmer omsetning av slammet.

De plantebevokste tørkesengene dimensjoneres som regel for å kunne motta slam i 8–10 år. Før tørkesengene tømmes stoppes belastningen og bassengene gis en modningsfase på minimum 6 måneder (opptil 2 år er benyttet). Dette gir tid for hygienisering av det sist tilførte slammet, samtidig som planterester kan visne og brytes ned. Dersom et anlegg for plantebasert slamavvanning er dimensjonert og drevet riktig vil det være mulig å oppnå en tørrstoffprosent på 40 % etter 10 års drift (Andersen *et al.* 1992, Nielsen 2004).

Plantebaserte tørkesenger kan behandle slam med fra 0,3–5 % tørrstoff. Partikler holdes effektivt tilbake, samtidig som det skjer en effektiv nedbrytning av organisk materiale i vannfasen, noe god nitrifikasjon i mange plantebaserte tørkesenger indikerer. Dette fører til at vannet som drenerer ut

av de plantebevokste tørkesengene er klart og har et lavt innhold av partikler.

I slammet som tilføres tørkesengene foreligger nitrogenet på organisk form eller som ammonium. Mesteparten av nitrogenet mineraliseres og tapes med rejektivannet som nitrat. Dersom slam utfelt med jern- eller aluminiumforbindelser er brukt, vil fosfor holdes tilbake og lite vil lekke ut over tid. Dette skyldes at fosfor som er felt med jern- eller aluminiumforbindelser er tungtløselig under de pH-forhold som normalt forekommer i jord (Krogstad *et al.* 2005). Dette er pH mellom 5–7,5. Tilsvarende pH-intervall kan også forventes i en tørkeseng som tilføres jern- eller aluminiumfelt slam.

Forfatterene kjenner ikke til behandling av kalkfelt slam i plantebaserte tørkesenger, men det er grunn til å tro at fosfor vil kunne holdes tilbake. Faren for utlekking over tid vil imidlertid være noe større enn for slam som er felt med jern og aluminium, særlig dersom pH i slamlaget avtar mot nøytralt punktet. Dersom slam fra renseanlegg med biologisk fosforfjerning behandles er det grunn til å tro at fosfor lettere kan vaskes ut når slammet mineraliseres.

Når kjemisk felt slam behandles har rejektivannet en kvalitet som normalt er like god eller bedre enn vann ut fra renseanlegget. Det er derfor ikke behov for å sende rejektivannet tilbake til renseanlegget. Dette reduserer internbelastningen på anlegget og kan gi en kostnadsgevinst ved at renseanlegget kan dimensjoneres for lavere belastning.

### 3.6.2 Dimensjonering

De viktigste faktorene å ta hensyn til ved dimensjonering er slamtype, slamkvalitet og klima. Arealkravet er ifølge danske erfaringer mellom 0,3–0,6 m<sup>2</sup>/pe (Nielsen 2003). Anlegget i Tvedestrand er dimensjonert med 0,6 m<sup>2</sup>/pe. Inntil det finnes et større erfaringsgrunnlag er det fornuftig å dimensjonere for et areal på minimum 0,6 m<sup>2</sup>/pe i sør Norge og for områder i Sverige med tilsvarende klimea. Årsaken til dette er lavere temperaturer og kortere vekstsesong enn i Danmark. Dette reduserer plantenes effektivitet når det gjelder å fordampe vann. Fuktig klima vil også redusere plantenes evepotranspirasjon. I tillegg vil en lang vinter med mye frost føre til at slam vil fryse og akkumulere i tørkesengene. Dette må det tas hensyn til ved dimensjoneringen. På tørrstoffbasis er 50–60 kg TS (tørrstoff)/m<sup>2</sup>/år brukt med godt

resultat. (Nielsen 2003, 2004). I Norge anbefales foreløpig en mer konservativ dimensjonering med maksimum 50 % av det som benyttes i Danmark.

### 3.6.3 Drift

En brukssyklus for et plantebasert avvanningsbasseng kan deles inn i en oppstartsfase, en bruksfase og en modningsfase før tømning. En syklus er normalt 8–10 år. Oppstartsfasen er plantesesongen, første og andre vekstsesong. Det er viktig å ikke overbelaste bassengene i denne perioden fordi overbelastning kan skade og i verste fall ta livet av plantene. Dersom plantene dør vil avvanningen reduseres og anlegget vil avgi lukt (Nielsen 2003).

I bruksfasen veksles det mellom belastning og hvile. Antall bassenger er viktig for å kunne optimalisere forholdet mellom tilførsel og hvile. To anlegg med samme filterareal, men med ulikt antall bassenger vil kunne produsere veldig ulikt slamvolum. Dette skyldes at forholdet mellom belastning og hvile er viktig for omsetningen av slam. Det er derfor viktig å finne driftsrutiner som optimaliserer forholdet mellom belastnings- og hviletid for hver enkel slamtype. Det er vanlig at et basseng belastes i ca. én uke og deretter får hvile i 3–5 uker.

Modningsfasen er normalt minimum 6 måneder, men kan være opptil 2 år. Modningsfasen skal sikre et hygienisert og godt mineralisert slam. Når modningsfasen er over tømmes bassengene ved at alt slam over vekstlaget fjernes. Bassenget kan deretter inngå i en ny syklus. Dersom det er tilstrekkelig med levende rotmasse igjen i vekstlaget vil plantene spire på nytt uten at nye planter plantes.

### 3.6.4 Fordeler og ulemper

Fordeler og ulemper ved avvanning av slam i plantebaserte tørkesenger kan oppsummeres i Tabell 3-12 (nedan).

Tabell 3-12. Fordeler og ulemper ved avvanning av slam i plantebaserte tørkesenger.

Fordeler	Ulemper
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Høy avvanningskapasitet</li> <li>• God kvalitet på rejektvannet</li> <li>• Reduserer internbelastning på renseanlegget</li> <li>• Driftssikkert – ingen bevegelige deler</li> <li>• Svært lave driftskostnader</li> <li>• Godt mineralisert sluttprodukt av god kvalitet med høyt tørrstoffinnhold</li> <li>• Kan akkumulere slam i 8–10 år før tømning</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Arealkrevende</li> <li>• Høye investeringskostnader</li> <li>• Lang innkjøringsperiode</li> <li>• Påvirkes av klima</li> </ul>

### 3.6.5 Erfaring med plantebasert slamavvanning ved Tvedestrand renseanlegg

Tvedestrand kommune er den første kommunen i Norge som har tatt i bruk plantebasert slamavvanning. Anlegget som ligger ved Tvedestrand renseanlegg (3000 pe) mottar også slam fra de to andre mindre renseanlegg i kommunen.

#### Dimensjonering, utforming, belastning og drift

Slamavvanningsbassengene har et totalt areal på 2 100 m<sup>2</sup>. Med en dimensjonering på 0,6 m<sup>2</sup>/pe gir dette en kapasitet på 3 500 pe. Anlegget består av to bassengområder, et øvre og et nedre, som hver er inndelt i 6 bassenger. Bygging av anlegget startet i 1996. Øvre område ble tilplantet i juni 1997 og har vært i drift siden mai 1998. Tilplanting av nedre område ble gjennomført i juni 1998 og ble tatt i bruk i august samme året. Det øvre bassenget har filtermedium av lettklinker, mens det er benyttet puk i det nedre.

De ulike slamavvannings-bassengene har en drifts-syklus med én ukes belastning og deretter en hvileperiode på fem uker. I belastningsfasen er den hydrauliske belastningen på 60–100 liter slam/m<sup>2</sup>/dag.

Gjennomsnittsbeklastningen over året er ca. 10–20 liter slam/m<sup>2</sup>/dag eller 1–2 cm slamsøyle/dag. Belastningen målt som tørrstoff (TS) er 17–28 kg/m<sup>2</sup>/år. I prosent varierer tørrstoffinnholdet fra 0,39 til 0,49 %.

Slammet som tilføres de plantebaserte slamavvannings-bassengene har en alder på 30 til 40 døgn. Slamuttappingen foregår fra luftet fase i anlegget fordi dette hindrer lukt under spredning. Slamfargen er lys brun, noe som tyder på at slammet er aerobt.

Det tas prøver av slammet som pumpes ut på avvanningsbassengene to ganger hvert år. Prøvene analyseres for tungmetaller.

#### Driftsresultater og erfaringer

Ett av bassengene ble overbelastet i starten, noe som førte til at takrør-plantene døde.

I teleløsningen med en spesiell vindretning kan noe lukt merkes på selve anlegget, ellers er det ifølge de driftsansvarlige, ingen lukt ved anlegget. Det har ikke vært luktklager fra de som bor i nærheten, til tross for bebyggelse bare 100 meter unna.

Slammet fordeles med selvføll til begge bassengområder. I øvre bassengområde er det rør som kommer nedenfra og opp, mens det nedre bassengområde har rør som går i et oppheng over bassengene



Figur 3-41. Øvre bassengområde til venstre og nedre til høyre. Merk fordelingsrørene i nedre basseng.



(Figur 3-41). Begge systemene gir like god fordeling av slammet. Det er imidlertid mer drift knyttet til løsningen med skjulte rør i øvre basseng, da rørstussene som stikker opp må heves med jevne mellomrom.

Det er noe raskere drenering i øvre basseng enn i nedre basseng. Årsaken til dette er ikke klarlagt, men det kan skyldes filtermediet.

Renseeffekten i slamavvanningsbassengene er fulgt opp med analyser i første driftsår. Resultatene er vist i Tabell 3-13.

Resultatene viser at det er god rensing for fosfor. Nitrogen reduseres med over 90 % og dette tyder på at det skjer en effektiv nitrifisering og denitrifisering i filteret. Organisk materiale (målt som KOF) og suspendert stoff (SS) reduseres med 99 % eller mer. Rejektvannet har like god eller bedre kvalitet enn utløpet fra selve renseanlegget. Foreløpig blir rejektvannet ledet tilbake til renseanlegget. Dersom rensesevnen i slamavvanningsbassengene fortsatt er på samme nivå som i første driftsår er det ingen grunn til å lede vannet tilbake til renseanlegget.

Det er foretatt noen målinger av avvanningshastigheten. Disse viser at ca. 70 % av vannet dreneres bort de første 12 timene etter tilførsel. Etter 18–20 timer er ca. 90 % av vannet drenert. Etter ett døgn i nedbørsfattige perioder kan tørrstoffet i slammet øke til mellom 7,5 og 8,5 %. Etter tre uker kan det være oppe i 13–14 %.

### Økonomi

Renseanlegget i Tvedestrand kostet totalt 19,5 millioner kroner, herav ble 3,5 millioner brukt til slamavvanningsbassengene. Det nesten ingen driftutgifter til slambehandling før bassengene må tømmes. Anlegget i Tvedestrand har nå vært i drift i snart 8 år, men driftspersonalet regner med at de kan drive i 10 år til før bassengene må tømmes. Ifølge opplysninger fra Tvedestrand kommune er besparelsene til drift så store i forhold til andre slambehandlingsmetoder at slamavvanningsanlegget i realiteten var nedbetalt etter bare tre års drift.

Tabell 3-13. Renseeffekter for slamavvanningsbassengene i Tvedestrand, første driftsår (fra Norgaard og Liltved 1999).

Stoff	Tot-P (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Tot-N (mg/l)	KOF (mg/l)	SS (g/l)
Slamvann	71	13	0,9	184	3655	3,7–5,0
Rejektvann	0,05	0,18	3,2	6,7	38	0,005
Rensegrad %	99	98		94	99	99

## Referanser

Adam, K., F. Suliman, A. Heistad og P.D. Jenssen (2005). *Phosphorous sorption by FiltraliteP – small scale box experiment*. Journ. Envi. Sci. and Health 40(6–7), 1239–1250.

Andersen, K., L.B. Christensen og S. Nielsen (1992). *Biologisk slambehandling: Undersøgelse af tagrørbeplantede slamafvandings- og mineraliseringsanlæg*. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 38. Miljøministeriet Miljøstyrelsen.

Anderson, D.L., R.L. Siegrist og R.J. Otis (1985). *Technology assessment of intermittent sandfilters*. U.S. Environ. Protection Agency, Municipal, Environ. Res. Lab., Cincinnati, Ohio.

Andersson, J., H.B. Wittgren og P. Ridderstolpe (2000). Våtmark Oxelösund – the first six years of operation. Vatten 56(4), 235–245.

Arias, C. A., M. D. Bubba og H. Brix (2000). *Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds*. Wat. Sci. Tech. 35(5), 1159–1168.

Ausland, G.A. (1995). *Utvikling av infiltrometer for bestemmelse av hydraulisk ledningsevne i jord og beskrivelse av strømningsfeltet ved infiltrasjonstester*. Hovedoppgave, Inst. for tekn. fag, NLH, Ås. 48 s.

Ausland, G.A. (1998). *Hydraulics and purification in wastewater filters*. Dr. Scient. avhandling 1998:23. Inst. for tekn. fag, NLH, Ås. ISBN 82-575-0359-2.

Bomo, A.M., T.K. Stevik, I. Hovi og J.F. Hanssen (2004). *Bacterial removal and protozoan grazing in biological sand filters*. Journ. Env. Qual. 33(3): 1041–1047.

Bounds, T. (1997). *Design and performance of septic tanks*. Presentert ved konferansen “the American Society for Testing and Materials”, Philadelphia, Pennsylvania.

Brady, N.C. og R.R. Weil (2002). *The nature and properties of soils*. Thirteen edition. Prentice Hall, New Jersey.

Brix, H. og H.-H. Schierup (1990). *Soil oxygenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport*. I: P.F. Cooper and B.C. Findlater (red.): Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Pergamon Press, Oxford, 41–51.

Browne, W. og P.D. Jenssen (2005). *Exceeding tertiary standards with a pond/reed bed system in Norway*. Wat. Sci. Tech. 51(9), 299–306.

- Brömssen, U. (red) (1985). *Avloppsvatteninfiltration*. Minab/Gotab, Stockholm.
- Burka, U. og C. Lawrence (1990). *A new community approach to waste treatment with higher water plants*. I: Use of constructed wetlands in water pollution control. P. F. Cooper and B. C. Findlater (eds.), Pergamon Press Oxford, 359–371.
- Buseth, A-G., E. Nordgaard og P.D. Jenssen (1996). *Biologisk slambehandling*. Vann 31/1, 118–125.
- Crites, R.C. og G. Tchobanoglous (1998). *Small and decentralized wastewater management systems*. McGraw-Hill Publishing Company, Boston.
- Day, P.R. og J.N. Luthin (1956). *A numerical solution of the differential equation of flow for a vertical drainage problem*. Proc. Soil. Sci. Soc. Am. 20, 443–7.
- Decamp, O., A. Warren og R. Sanchez (1999). *The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential as bioindicators*. Wat. Sci. Tech. 40(3), 91–98.
- Drizo, A.Y.C., C. Forget og R.P. Chapuis (2002). *Phosphorous saturation potential – parameters for estimating the longevity of constructed wetlands*. Envi. Sci. Tech. 36(21), 4642–4648.
- Edworthy, J.K. (1979). *Variations in water quality: Chemistry and Bacteriology*. Experimental European Workshop. Council of Europe. 18–24. mars, Klingental, Frankrike.
- Einarsen, J.E. (2004). *The Bardu municipal wastewater infiltration system*. Semesteroppgave THT 280/04. Inst. for mat. realfag og tekn., Univ. for miljø- og biovitenskap (UMB), Ås.
- Emerick, R.W., R.M. Test, G. Tchobanoglous og J. Darby (1997). *Shallow intermittent sand filtration: microroganism removal*. The Small Flows Journ. 3(1), 12–22.
- Elrick, D.E. og D.H. Bowman (1964). *Note on an improved apparatus for soil moisture flow measurement*. Proc. Soil. Sci. Soc. Am. 28, 450–2.
- Englund, J-O. (1980). *Generell hydrologi*. Landbruksbokhandelen. ISBN 82-557-0091-9.
- EPRI (2000). *Risk-based decision making for onsite wastewater treatment*. National Research Needs Conference, St. Luis, Missouri, 19.–20. Mai. USEPA, Electric Power Inst. Community Env. Center, National Decentralized Water Resources Capacity Development Project.
- Etnier, C. og B. Guterstam (eds.) (1991). *Ecological engineering for wastewater treatment*, Proc. the Int. Conf. in Ecol. Eng. for Wastewater Treatment, 24.–28. mars, Stensund.

Føllesdal, M. (2005). *Wastewater treatment in filter beds. Common reports from all pilot plants*. NI Project 0205, Maxit Group AB.

Gaut, A. og R. Aspomo (red.) (1998). *Naturbasert avløpsteknologi 1994–97, sammen- drag av programmets prosjekter (NAT-programmet)*. Jordforsk, Ås. ISBN 82-7467-297-6.

Gee, C.C. (1980). *Flowforms: an innovative approach to the rhythmic properties and uses of water*. *Planned Innovation*, 3, 2, 99–104.

Gårderløkken, J. (1997). *Hevert som støtbelaster for infiltrasjonsanlegg*. Hoved- oppgave, Inst. for tekn. fag, NLH, Ås.

Heinss, U. og T. Koottatep (2004). *Use of reed beds for faecal sludge dewatering: A synopsis of reviewed literature and interim results of pilot investigations with septage treatment in Bangkok, Thailand*. Asian Institute of Technology Bangkok, Thailand – Urban Env. Eng. & Management Prog.

Heistad, A. og T. Vestjord (1997). *Dimensjonering av slamavskillere for boliger i spredt bebyggelse*. Semesteroppgave ved Inst. for tekn. fag, NLH (upublisert).

Heistad, A., P.D. Jenssen og A.S. Frydenlund (2001). *A new combined distribution and pretreatment unit for wastewater soil infiltration systems*. I: K. Mancl (red.) *Onsite wastewater treatment. Proc. Ninth Int. Conf. On Individual and Small Community Sewage Systems*, ASAE, 200–206.

Heistad, A., L. Vråle, A.M. Paruch, K. Adam, P.D. Jenssen (2005). *A high performance compact wastewater treatment system using lightweight aggregate*. I: *Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams, Proceedings of IWA Specialized International Conference, Krakow, Polen*, 959–966.

Hellström, D. og E. Kvarnström (1997). *Natural sludge dewatering*. I: *Combination of freezing, thawing and drying as dewatering methods*. *Journ. of Cold Regions Eng.* 11(1), 1–14.

Hellström, D., L. Johnsson og M. Sjöström (2003). *Bra små avlopp, slutrapport, utvärdering av 15 enskilda avloppsanläggningar*. Stockholm Vatten.

Helweg, A. (1988). *Kjemiske stoffer i landjordmiljøer*. Teknisk forlag, København.

Hiberg, O. (2002). *Konstruerte våtmarker for behandling av avløpsvann. Renseevne, biologisk aktivitet, oksygenforhold og døgnvariasjon*. Hovedoppgave, Inst. for jord- og vannfag, NLH, Ås.

Hill, D.E. og C.R. Frink (1980). *Septic system longevity increased by improved design*. *Connecticut Agr. Exp. Station Bull.*, 747.

Jenssen, P.D. (1983). *Brukerrapport om jords infiltrerbarhet*. Styringsutvalget for jordforskning/NLVF, NLH, Ås, 38 s.

Jenssen, P.D. (1986). *Infiltration of wastewater in Norwegian soils – some design criteria for wastewater infiltration systems*. Dr. Scient. avhandling, Inst. for tekn. fag, NLH, Ås.

Jenssen, P.D. (1988). *Design criteria for wastewater infiltration systems*. I; R Bahmidimarri (ed). *Alternative wastewater treatment systems*. Elsevier, London, 93–107.

Jenssen, P.D. (1989). *Rensing av punktutslipp i landbruket*. Inst. for Georesources and Pollution Res. GEFO, NLH, Ås.

Jenssen, P.D. (2001). *Design and performance of ecological sanitation systems in Norway*. Paper presented at: First International Conference on Ecological Sanitation, 5.–7. nov., Nanning, China.

Jenssen, P.D og U. Brömssen (1985). *Infiltrerbarhet och hydraulisk kapacitet*. I: U. Brömssen (red.), *Avloppsvatteninfiltration*, Minab/Gotab, Stockholm, 11–32.

Jenssen, P.D. og J.C. Køhler (1986). *Variation of the saturated hydraulic conductivity in the unsaturated zone of Norwegian sediments*. I: *Soil Water and Spatial Variability*, S. Haldorsen and E. Berntsen (red), Nordic Hydrological Programme Report, 15, 75–86.

Jenssen, P.D. og R.L. Siegrist (1988). *Nitrogen removal from wastewater in soil infiltration systems*. I: H. Ødegaard (red.): *Fjerning av nitrogen i avløpsvann*, 114–128. Tapir. Trondheim.

Jenssen, P.D. og R.L. Siegrist (1990). *Technology assessment of wastewater treatment by soil infiltration systems*. *Wat. Sci. Tech.* 22 (3/4), 83–92.

Jenssen, P.D. og R.L. Siegrist (1991). *Integrated Loading Rate Determinations for Wastewater Infiltration Systems Sizing*. Proc. Sixth National Symposium on Individual and Small Community Sewage systems, Chicago, ASAE Publ.10-91, 182–191.

Jenssen, P.D og N. Syversen (1996). *Programmet "Naturbasert avløpsteknologi" (NAT)*. *Vann* 31/1, 81–85.

Jenssen, P.D., P.I. Kraft og J.C. Køhler (1996). *Jordbaserte rensemetoder – erfaringer og nyheter*. *Vann* 31/1, 89–96.

Jenssen, P.D. og T. Krogstad (2002) *Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing lightweight aggregate (LWA)*. I: *Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates*. Ü. Mander and P. D. Jenssen (red.) *Advances in Ecol. Sci.* 11, 259–271, WIT Press.

Jenssen, P.D. og L. Vråle (2004). *Greywater treatment in combined biofilter/constructed wetlands in cold climate*. I: C. Werner *et al.* (eds.). *Ecosan – closing the loop*. Proc. 2<sup>nd</sup> int. symp. ecol. san., Lübeck, 7.–11. april 2003, GTZ, Germany, 875–881.

Jenssen, P.D., T. Krogstad og T. Mæhlum (1991). *Use of constructed wetlands in Norwegian climate – pre-treatment and optimal design*. I: C. Etnier and B. Guterstam: Ecological engineering for wastewater treatment, Bokskogen, Göteborg, 227–238.

Jenssen, P.D., T. Mæhlum og T. Krogstad (1993). *Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments*. Wat. Sci. Tech. 28(10), 149–157.

Jenssen, P.D, T. Mæhlum, T. Krogstad, L. Vråle, (2005). *High performance constructed wetlands for cold climates*. Journal of Environ. Sci. and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environ. Eng. 40(6–7), 1343–1353.

Jenssen, P.D., K. Adam, T. Mæhlum, T. Krogstad, D. Hellström, H. Brix, A. M. Paruch, L. Jonsson, C. Arias, M. Yli-Halla, L. Vråle, A. Heistad og M. Valve (2006). *Filter beds in the nordic countries – onsite treatment with high removal efficiency*. Presentation at the IWA 7<sup>th</sup> Specialised Conference on Small Water and Wastewater Systems, 7.–9. mars, Mexico City.

Jin, Y., Y. Chu og Y. Li (2000). *Virus removal and transport in saturated and unsaturated sand columns*. Journ. of Contaminant Hydrology. 43, 111–128.

Johansson, B. (red), M. Johansson, M. Lennartsson, E. Petersens, P. Riddersolpe og J. Wijkmark (2001). *Småskalig avlopsrening – en eksempelsamling*. FORMAS T5:2001, ISBN 91-540-5869-4.

Kadlec, R.H., R.L. Knight, J. Vymazal, H. Brix, P. Cooper, R. Haberl (2000). *Constructed wetlands for pollution control*. Sci. and Tech. Report No. 8, IWA Publishing, London.

Kløwe, B., P.D. Jenssen, T. Mæhlum og C. Etnier (red) (1999). *Managing the wastewater resource*. Proceedings of the 4<sup>th</sup> int. conf. on Ecol. Eng. for Wastewater Treatment, Inst. for tekn. fag, NLH, Ås.

Kraft, P. I. (2002). *Biologiske filtre – utforming og renseeffekt*. Jordforsk rapport 33/02, Ås.

Kraft, P.I. og G. Rasmussen (1998). *Store anlegg for infiltrasjon av avløpsvann i jord*. Jordforsk rapport 46/98, Ås.

Krogstad, T. (1986). *Langtidsbinding av fosfor i jordreanseanlegg*. Norwegian agricultural research council (NLVF) rapport nr 600.

Krogstad, T. og Ø. Løvstad (1991). *Available soil phosphorous for planctonic blue-green algae in eutrophic lake water samples*. Arch. Hydrobiol. 122(1), 117–128.

Krogstad, T., P.D. Jenssen og G. Stensen (2000). *Heavy metal accumulation in subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater*. Poster presentation at the 7<sup>th</sup> Int. Conf. on Wetland Systems for Water Pollution Control. IWA, Univ. of Gainesville Florida.

Krogstad, T., T.A. Sogn, Å. Asdal og A. Sæbø (2005). *Influence of chemically and biologically stabilized sewage sludge on plant-available phosphorus in soil*. Ecol. Eng. 25, 51–60.

Kvärnström, E., C. Morel og T. Krogstad (2004). *Plant-availability of phosphorus in filter substrates derived from small-scale wastewater treatment systems*. Ecol. Eng. 22, 1–15.

Laak, R. (1987). *On-site wastewater drain fields using light weight in-drains*. 2<sup>nd</sup> Int. Conf. on Cold Regions Env. Eng., 23–24. mars, Edmonton, Alberta, Canada.

Lance, J.C. (1972). *Nitrogen removal by soil mechanisms*. J. Water Poll. Control Fed. 44(7), 1352–1361.

Lewis, W.J, S.D.D Foster og B.B. Drasar (1982). The risk of groundwater pollution by onsite sanitation in developing countries. A literature review. IRCWD Rapport 01/82. Dubendorf, Sveits.

Mancl, K. (red.) (2001). Onsite wastewater treatment. Proc. 9th Int. Conf. On Individual and Small Community Sewage Systems, ASAE, 200–206.

Mbwette, T.S.A, J.H.Y. Katima, H.B. Pratap og S. Kayombo (2002). Wetland systems for water pollution control. Proc. 8th Int. Conf. on Wetland Systems for Water Pollution Control, 16–19. sept. Constructed Wetlands & Waste Stabilization Ponds Research Group. University of Daar es Salaam og IWA, Tanzania.

Marshall, T.J. og J.W. Holmes (1979). Soil physics. Cambridge University Press. Cambridge. ISBN 0 521 29579 3.

McCoy, E. og Z.A. Ziebell (1975). Effects of effluents on ground water, bacteriological aspects. 2nd Conf. on individual on-site wastewater systems. National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Michigan, 67–76.

MD (1985). Forskrift om utslipp fra separate avløpsanlegg m/retningslinjer for utforming og drift av separate avløpsanlegg. Miljøverndepartementet, Oslo.

MD (1992). Forskrift om utslipp fra separate avløpsanlegg av 8. juli 1992 m/ retningslinjer for utforming og drift av separate avløpsanlegg. Miljøverndepartementet, MD T-616, Oslo.

Mæhlum, T. (1998). Cold climate constructed wetlands: Aerobic pre-treatment and horizontal subsurface flow systems for domestic sewage and landfill leachate purification. Dr Scient. avhandling 1998:9. Inst. for tekn. fag, NLH, Ås.

Mæhlum, T. og P.D. Jenssen (1998). Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. I: J. Vymazal, H. Brix, P.F. Cooper, M.B. Green and R. Haberl.: Backuys Publishers, Leiden, Nederland. 207–216. ISBN 90-73348-72-2.

Mæhlum, T. og P. Stålnacke (1999). Removal efficiency of three cold-climate constructed wetlands treating domestic wastewater: effects of temperature, seasons, loading rates and input concentrations. *Wat. Sci. Tech.* 40(3), 273–281.

Mæhlum, T. og B.N. Stafseth (2001). Renseeffekt i biologiske forfiltre – laboratorieforsøk. Jordforsk rapport 63/01. Ås.

Mæhlum, T. og P.D. Jenssen (2002). Design and performance of integrated subsurface flow wetlands in cold climate. I: Treatment wetlands in cold climate, Mander Ü. og Jenssen, P.D. (red), *Advances in Ecol. Sci.* 11, 69–86.

Naturvårdsverket, (1987). Små avloppsanläggningar. Hushållspillvatten från högst 5 hushåll. Naturvårdsverket Allmänna Råd 87:6. ISBN 91-620-0022-5, ISBN 0282-7271.

Palm, O., L. Malmen og H. Jönsson (2002). Robusta uthålliga små avloppssystem – en kunnskapssammanställning. Naturvårdsverket, rapport 5224.

Nasser A.M., Glozman R., Nitzan Y. (2002). Contribution of microbial activity to virus reduction in saturated soil. *Water Res.* 36(10), 2589–2595.

Nielsen S. (2003). Sludge drying reed beds. *Wat. Sci. Tech.* 48, 103–109.

Nielsen, S. (2004). Sludge reed bed facilities – operation and problems. Proceedings from the 9th Int. Conf. on Wetland Systems, 26. sept.–1 oct., Avignon, Frankrike.

Nilsson, K. og P. Englov (1979). Avloppsvatteninfiltration. VIAK AB. Malmö.

Nilsson, P. (1990). Infiltration of wastewater – an applied study on treatment of wastewater by soil infiltration. Rapport 1002, Dept. Environ. Eng., Lund Univ. Sverige.

Norgaard, E. og H. Liltved (1999). Slamavvanning. NIVA-rapport 4047, Oslo.

NORVAR (2000). Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Prosjekt-rapport 107/2000. NORVAR, Hamar.

Paruch, A., T. Krogstad og P.D. Jenssen (2005). Reuse of wetland filter media – content of heavy metal and indicator organisms. H. Obarska –Pempkowiak (red.), *Proc. Wastewater treatment in wetlands – Theoretical and practical aspects*, 10.–17. sept., Starbieni, Polen, 145–158.

Petersens, E. af (2003). Småskalig avloppsrenningsanläggningar – marknadsöversikt över prefabricerade produkter för behandling ”i slutet av röret”. VA-Forsk 2003-7. ISBN 91-89182-71-5.

Rasmussen, G., P.D. Jenssen og L. Westlie (1996). Greywater treatment options. *Environ. Res. Forum* 5–6, 215–220. Transtec, Switzerland.



Refsgaard, K. og C. Etnier (1998). Naturbaserte avløpsløsninger i spredt bebyggelse. Økonomiske og miljømessige vurderinger for kommune, husholdning og gårdsbruk. NILF-rapport 1998:4.

Robertsen, K.R. (2004). Rena rensepark, Kåsmoen, Årsrapport. Interkonsult. Oslo.

Roseth, R. (2000). Shell sand: a new filter medium for constructed wetlands and wastewater treatment. *Jour. Environ. Sci. Health*, A35(8), 1335–1355.

Ryan, J. N., R.W. Harvey, D. Metge, M. Elimelech, T. Novigato og A.P. Pieper (2002). Field and laboratory investigations of inactivation of viruses (PRD1 and MS2) attached to iron oxide-coated quartz sand. *Environ. Sci. Tech.* 36, 2403–2412.

Sawhney, B.L og D.E. Hill (1975). Phosphate sorbtion characteristics of soil treated with domestic waste water. *Jour. Environ. Qual.*, 4, 342.

Schijven, J. F. og S. M. Hassanizadeh (2000). *Removal of viruses by soil passage: overview of modeling, processes and parameters*. Review article. *Environ. Sci. Tech.* 30(1), 49–127.

Sele, K. og E. Hagman (1998). *Utprøving av kloakkløsninger for spredt bebyggelse. Foreløpig sluttrapport i Aksjon Jærvassdrag*. Fylkesmannen i Rogaland for Aksjon Jærvassdrag. AJV-rapport 24/98.

SFT (1996). *Forurensningsregnskap for avløpssektoren*. Rapport 96:19. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo.

SFT (1980). *Retningslinjer for større slamavskillere (TA-515)*. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo.

Siegrist, R.L. (1987). *Soil clogging during subsurface wastewater infiltration as affected by effluent composition and loading rate*. *Jour. Environ. Qual.*, 15(3), 181–87.

Siegrist, R. L., E.J. Tyler og P.D. Jenssen (2000). *Design and performance of onsite wastewater soil absorption systems*. Paper presented at National Research Needs Conference Risk-Based Decision Making for Onsite Wastewater Treatment, St. Luis, Missouri, 19.–20. mai. USEPA, Electric Power Inst. Community Env. Center, National Decentralized Water Resources Capacity Development Project.

Staudenmann, J., A. Schönborn og C. Etnier (1996). *Recycling the resource*. Proc. 2<sup>nd</sup> Int. Conf. Ecol. Eng. for Wastewater Treatment, *Environ. Res. Forum* 5–6. Transtec Publ. Zürich.

Stevik, T. K. (1998). *Retention and elimination of pathogenic bacteria percolating through biological filters. Effect of physical, chemical and microbiological factors*. Dr. Scient. avhandling 1998:20. Inst. for tekn. fag, NLH, Ås.

Stuanes, A. og P. Nilsson (1987). *Fosforreduktion*. I: U. Brömssen (red.), *Avlopps vatteninfiltration*, Minab/Gotab, Stockholm, 33–54.

Stuanes, A. og P. Nilsson (1987). *Investigation of soil treatment systems for septic tank effluent. The fate of phosphorus*. *Vatten*, 43, 45–53.

USEPA (1978). *Management of small waste flows*. Report of Small Scale Waste Management Project. University of Wisconsin, Madison, WI. U.S. Environ. Protection Agency, Municipal Environ. Res. Lab., EPA-600/2-78-173. Cincinnati, Ohio.

USEPA (1981). *Design manual for land treatment of municipal wastewater*. EPA625/1-81-501. US. Environ. Protection Agency, CERL, Cincinnati, OH.

VA-miljøblad (2001a). *VA-miljøblad nr. 48 – Slamavskiller*. NKF og NORVAR, Hamar.

VA-Miljøblad (2001b). *VA-Miljøblad nr. 49 - Våtmarksfiltre*. NKF og NORVAR, Hamar.

VA-miljøblad (2003a). *VA-miljøblad nr. 59 – Lukkede infiltrasjonsanlegg*. NKF og NORVAR, Hamar.

VA-miljøblad (2003b). *VA-miljøblad nr. 60 – Biologiske filtre for gråvann*. NKF og NORVAR, Hamar.

Van Cuyk, S., R. Siegrist, A. Logan, S. Masson, E. Fischer og L. Figueroa (2001). *Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems*. *Wat. Res.* 35(4), 953–964.

Vymazal, J., H. Brix, P.F. Cooper, R. Harbel, R. Perfler og J. Laber. (1998). *Removal mechanisms and types of constructed wetlands*. I: J. Vymazal *et al.* (red.), *Constructed wetlands for Wastewater Treatment in Europe*, Backhuys Publ., Leiden, Netherland, 17–66.

Werner, C., V. Avendano, S. Demsat, I. Eicher, L. Hernandez, C. Jung, S. Kraus, I. Lacayo, K. Neupane, A. Rabiega og M. Waffler (2004). *Eco-san – closing the loop*. Proc. 2<sup>nd</sup> int. symp. ecol. sanitation, Lübeck, 7–11. Apr. 2003, GTZ, Eschborn, Tyskland, 1004 s. ISBN 3-00-012791-7.

Westby, T., J.C. Møller, G. Ausland, L. Westlie og G. Rasmussen (1997). *Infiltrasjon av saniteravløp i stedlige jordmasser*. *Jordforsk rapport 145/97*.

Westlie, L. (1997). *Rensing av gråvann i kompakte filtre for boliger og hytter*. Rapport fra NAT-programmet, *Jordforsk rapport 140/97*. –346.

Wilkes, J. (1980). *Som stöd för det levande – Virbela Flowforms*. *Balder* 18/19, 6–13, Järna, Sweden.

Wittersø, K.O. og P.D. Jenssen (1999). *STEP-systemet et nytt system for trykkavløp*. Vann 1b, 199–209.

Yri, A.W., J. C. Køhler, T. Mæhlum, S. Turtumøygard og P.D. Jenssen (2005). *Separate renseløsninger. Rapport om renseløsninger jf. forurensningsforskriften kapittel 12*. Jordforsk rapport 98/2005.

Zhu, T., P.D. Jenssen, T. Mæhlum og T. Krogstad (1997). *Phosphorus sorption og chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA) – potential filter media in treatment wetlands*. Wat. Sci. Tech. 35(5), 103–108.

Zhu, T. 1998. *Nutrient pollutants removal in light-weight aggregates (LWA) constructed wetlands and filter systems*. Dr. Scient. avhandling 1997:16. Inst. for tekn. fag, NLH, Ås.

Østeraas, T. (2005). *Spred- og fordelingsystemer*. Rapport fra Kolon prosjektet. Cowi, Oslo.



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)