

Markbaserade avloppsanläggningar för över 50 person- ekvivalenter

Råd för anläggning, skötsel och utsläppskontroll

Elin Ulinder
Maja Englund

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

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

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL Markbaserade avloppsanläggningar för över 50 personekvivalenter
Råd för anläggning, skötsel och utsläppskontroll

TITLE OF THE REPORT Soil-based wastewater treatment systems for over 50 PE

FÖRFATTARE Elin Ulinder och Maja Englund (RISE)

RAPPORTNUMMER 2020-9

ANTAL SIDOR 48

SAMMANDRAG Projektet har tagit fram en handboksliknande rapport om markbaserade avloppsanläggningar för över 50 personekvivalenter (pe) av typen markbäddar och infiltrationsanläggningar. Rapporten presenterar ett förslag till utsläppskontroll och sammanfattar rekommendationer för projektering, dimensionering, skötsel och underhåll.

ABSTRACT This project concerns soil treatment systems for over 50 PE. Opportunities for emission control has been investigated. In addition, information of the performance and limitations of the STS has been compiled as well as recommendations for design, sizing and maintenance.

SÖKORD Markbaserad avloppsanläggning, markbädd, infiltrationsanläggning, infiltration, utsläppskontroll, grundvatten, reningsresultat, reduktion, dimensionering, projektering, skötsel, underhåll

KEYWORDS Soil treatment systems, wastewater treatment, sand filters, infiltration systems, infiltration, emission control, groundwater, treatment efficiencies, design, maintenance

MÅLGRUPPER Kommunala VA-organisationer

RAPPORT Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se

UTGIVNINGÅR 2020

UTGIVARE © Svenskt Vatten AB

Om projektet

PROJEKTNUMMER 18-120

PROJEKTETS NAMN Markbaserade lösningar i kommunal verksamhet

PROJEKTETS
FINANSIERING Svenskt Vatten Utveckling, BAGA Water Technology AB, Tranås Cementvarufabrik AB, FANN VA-Teknik AB, Vatten och Miljöresurs, MittSverige Vatten & Avfall, Ånge kommun, Hudiksvalls kommun, Kalix kommun

GRAFISK FORM Bertil Örtenstrand, Ordförandet AB

Förord

Detta projekt har fokuserat på markbaserade avloppsanläggningar för över 50 pe och har gått ut på att utreda möjligheter till utsläppskontroll för dessa anläggningar, sammanställa information om anläggningarnas prestanda och begränsningar samt sammanställa rekommendationer för projektering, dimensionering, skötsel och underhåll. Projektet har finansierats av Svenskt Vatten Utveckling, BAGA Water Technology AB, Tranås Cementvarufabrik AB, FANN VA-Teknik AB, Vatten och Miljöresurs, MittSverige Vatten & Avfall, Ånge kommun, Hudiksvalls kommun och Kalix kommun.

Rapportens författare, Elin Ulinder (RISE) och Maja Englund (VA-guiden, tidigare RISE), vill ägna ett stort tack till alla deltagare i projektets styrgrupp och referensgrupp. Ett stort tack riktas även till de VA-organisationer, kommunala miljöförvaltningar, länsstyrelser, myndigheter och tillverkare av avloppsanläggningar som har intervjuats under projektet.

Uppsala i februari 2020

Gustav Rogstrand

Enhetschef Kretsloppsteknik, RISE Bioraffinaderi och energi

Innehåll

Bibliografiska uppgifter	1
Förord	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
1 Inledning	6
1.1 Syfte och mål	6
1.2 Projektgrupp och referensgrupp.....	7
1.3 Genomförande.....	7
2 Markbaserade avloppsanläggningar > 50 pe	8
2.1 Förväntade reningsresultat	8
2.2 Projektering och dimensionering.....	16
2.3 Skötsel och underhåll.....	18
2.4 Ekonomiska förutsättningar.....	20
2.5 Utsläppskontroll	21
2.6 Val av anläggningstyp och kritiska frågor	32
3 Förslag på utsläppskontroll.....	34
3.1 Fortsatta studier	35
4 Diskussion	36
5 Slutsatser	39
Referenser	40
Bilaga A.....	43

Sammanfattning

Projektet har tagit fram en handboksliknande rapport om markbaserade avloppsanläggningar för över 50 personekvivalenter (pe) av typen markbäddar och infiltrationsanläggningar. Rapporten presenterar ett förslag till utsläppskontroll och sammanfattar rekommendationer för projektering, dimensionering, skötsel och underhåll.

Kommunala markbaserade avloppsanläggningar för över 50 pe kan vara en bra lösning för landsortsområden. De förekommer på flera platser i landet, men verkar vara något vanligare i södra och mellersta Norrland. Anläggningarna är tåliga mot tillfälliga störningar. De har låga krav på skötsel och tillsyn samt låga investeringskostnader. Reningen av organiskt material och smittämnen är hög och stabil. Det är bara fosforreduktionen som påverkas av bäddens ålder, och det märks oftast tydligt om anläggningarna inte fungerar genom att de till exempel dämmer avloppsvatten eller luktar illa.

Markbaserade anläggningar från 2 000 pe och uppåt har egentligen samma krav på sig som andra anläggningar enligt EU:s avloppsdirektiv, men i dag saknas det vägledning för utsläppskontroll av den här anläggningstypen. Praktiskt sett är det stor skillnad mellan möjligheterna till utsläppskontroll av å ena sidan täta markbäddar som har en utloppsledning, å andra sidan infiltrationsanläggningar och otäta markbäddar som helt eller delvis infiltrerar till grundvattnet. För infiltrerande anläggningar är det dels svårare att definiera var anläggningen slutar, dels svårare att ta ett representativt prov av renat avloppsvatten för att mäta föroreningshalten.

I rapporten finns ett förslag till utsläppskontroll som innefattar krav på grundvattenmätning och beräkning av halter/reduktion med korrigering via bakgrundsp parametrar/spårämnen (till exempel klorid) för infiltrerande anläggningar på över 200 pe. För infiltrerande anläggningar på 50–200 pe föreslås inga krav på individuell uppföljning men det rekommenderas ändå att anläggningarna utformas så att enkel utsläppsbedömning kan ske. Metodförslaget behöver utvecklas och utvärderas. Bland annat behöver man titta vidare på olika beräkningsmetoder för fördjupad bedömning för anläggningar över 200 pe, andra metoder för utsläppskontroll (till exempel mätning direkt i anläggningen) och vilket antal prov som ska rekommenderas.

Utsläppskontroll behövs för att kunna kontrollera de markbaserade anläggningarnas funktion. För att anläggningarna faktiskt ska fungera bra är projektering, dimensionering, tillsyn och skötsel av stor betydelse. Rapporten sammanställer kunskap kring dimensioneringsgrunder, krav på skötsel och underhåll, reningsresultat, markretention, ekonomiska förutsättningar och andra kritiska frågeställningar.

I projektgruppen deltog RISE, Vatten och Miljöresurs, BAGA Water Technology, Tranås Cementvarufabrik, FANN VA-Teknik, MittSverige Vatten & Avfall, Ånge kommun, Bollnäs kommun, Falu kommun, Avloppsguidens användarförenings styrelse, Sveriges Geologiska Undersökning, VA-Teknik & Vattenvård och Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Projektet har utförts genom litteraturstudier samt intervjuer med VA-organisationer, kommunala miljöförvaltningar, länsstyrelser, myndigheter och tillverkare.

Summary

Soil treatment systems (STS) for over 50 PE can be a good solution for wastewater treatment in rural areas and exists in several locations in Sweden. STS are associated with resistance to temporary disturbances, limited need for supervision and low investment costs.

There is no guidance for emission control of STS today. However, the STS are subject to the same requirements as traditional wastewater treatment plants under the EU Urban Waste Water Treatment Directive and it would be valuable to be able to show that they can produce good results and that emission control is possible. There is a big practical difference between the opportunities for emission control of sealed sand filters, which have an outlet pipe, and systems which infiltrate fully or partially to the groundwater. For infiltrating systems, it is more difficult to define where the plant ends, and more difficult to take a representative sample of wastewater after treatment.

The project aimed to deliver a decision basis for the selection of a wastewater treatment to the municipal wastewater sector. The aim of the project was to propose a method for emission control and how this method should be developed and evaluated, and to compile design principles, requirements for maintenance, purification results, knowledge of soil retention, economic conditions and other critical issues.

The project group consisted of RISE, Vatten och Miljöresurs, BAGA Water Technology, Tranås Cementvarufabrik, FANN VA-Teknik, MittSverige Vatten & Avfall, Ånge Municipality, Bollnäs Municipality, Falu Municipality, the user co-operation of the wastewater-guide (Sweden), Geological Survey of Sweden, VA-Teknik & Vattenvård and Norwegian University of Life Sciences. The project has been carried out through a literature study, interview study and a seminar. VA organizations, municipal environmental organizations, county administrative boards, government agencies and manufacturers have been interviewed.

The project's proposal for emission control includes requirements for groundwater measurement and calculation of concentrations/purification efficiency with correction via background parameters/tracers (e.g. chloride) for infiltrating systems for more than 200 PE. For infiltrating systems for 50–200 PE, no requirements for individual follow-up are proposed, but it is recommended to design the systems in a way that allows simple emission control.

The proposal for emission control needs to be developed and evaluated by investigating different calculation methods for infiltrating systems over 200 pe, other methods for emission control and the number of samples to be recommended depending on different preconditions.

Emission control is needed to control the function of STS. For STS to function well, design, dimensioning, supervision and maintenance are of great importance. Some of the conclusions were that only the phosphorus reduction is affected by the age of the bed and that it is usually clearly noticeable if the STS do not work, e.g., through ponding of wastewater or bad smell.

1 Inledning

Små decentraliserade avloppssystem är en oundviklig, och ibland omfattande, del av den kommunala verksamheten i Sverige. I en utredning av Palmér Rivera (2006) har uppgifter samlats in för 1 215 anläggningar för avloppsvattenrening för 25–2 000 pe. Bland dessa anläggningar utgjorde 430 anläggningar markbaserade system (infiltrationsanläggningar och markbäddar). Detta indikerar att markbaserade anläggningar troligen utgör en betydande andel av dagens kommunala avloppsanläggningar.

Bland de positiva egenskaper som lyfts fram hos markbaserade system återfinns ofta en tålighet mot tillfälliga störningar (exempelvis varierande belastning), begränsat behov av tillsyn och låga investeringskostnader (Palmér Rivera, 2006; Ridderstolpe 2009; Palm m.fl., 2012; Jenssen m.fl., 2006). Bland systemens begränsningar framhävs istället ytintensivitet, begränsad reningsförmåga avseende vissa substanser samt begränsade möjligheter till uppföljning och kontroll i vissa typer av utföranden. Beträffande reningsförmåga kan man konstatera att de markbaserade systemen i allmänhet uppnår en hög och stabil avskiljning av BOD₇ och bakterier (exempelvis Norin m.fl. 2005; Elmefors & Ljung, 2013) medan fosforavskiljningen är mer osäker och variabel (Eveborn m.fl., 2009; Eveborn m.fl., 2012).

Under seminariet ”Bra enkla avloppslösningar” som Svenskt Vatten anordnade i april 2016 framkom att många deltagare ansåg att markbaserade anläggningar är en bra och robust avloppslösning på många håll i glesbygd där det ofta finns ett behov att hitta lösningar som kan uppnå stabil rening av organiskt material, bakterier med mera givet begränsade ekonomiska resurser. Ett exempel ur Palmér Rivera (2006) är Norsjö kommun i Västerbottens län där man 2005 fattade ett politiskt beslut att bygga om reningsverken till markbaserade lösningar för att minska behovet av underhåll och därmed minska kostnaderna.

Reningskraven och kraven på uppföljning och kontroll av avloppssystem har ökat med åren vilket har lett till att de markbaserade systemen inte på samma sätt som tidigare kan utgöra en nyckelfärdig lösning. Detta tycks ibland tolkas av kommunerna som att de markbaserade lösningarna inte längre är användbara. Med korrekt utförande och förhållandevis enkla tilläggstekniker kan dock de markbaserade lösningarna mycket väl motsvara dagens krav på avloppsrening.

1.1 Syfte och mål

Projektets övergripande syfte har varit att sammanställa saklig information till VA-sektorn i en handboksliknande rapport som tar upp de markbaserade avloppslösningarnas prestanda och begränsningar, information om var man finner stöd för projektering och dimensionering samt utreder möjligheter till utsläppskontroll.

Projektets mål var att:

1. Ta fram ett förslag på metod för utsläppskontroll från markbaserade kommunala anläggningar samt ta fram förslag på upplägg för ett fortsättningsprojekt för att testa, utvärdera och utveckla metodförslaget.
2. Redogöra för dimensioneringsgrunder för markbaserade anläggningar på över 50 pe samt vilken skötsel och vilket underhåll som krävs för att driva sådana anläggningar.
3. Klargöra vilka reningsresultat som kan uppnås med olika typer av markbaserade lösningar.
4. Sammanställa kunskap om markretentionens betydelse när markbaserade anläggningar väljs som reningsteknik.

-
5. Sammanställa de ekonomiska förutsättningarna för markbaserade lösningar inklusive kostnader för investering, installation och drift.
 6. Sammanställa vilka frågeställningar och behov som VA-organisationerna ser som kritiska gällande markbaserade anläggningar.

1.2 Projektgrupp och referensgrupp

Styrgruppen har bestått av Elin Ulinder (projektledare) och Maja Englund från RISE, Lars Persson från Vatten och Miljöresurs, Patrik Ellis från BAGA Water Technology AB, Henrik Schagerström och Johan Nyman från Tranås Cementvarufabrik AB och Rikard Andskär från FANN VA-Teknik AB. Mattias Bernström, tidigare FANN VA-Teknik AB, deltog under projektets första del.

I referensgruppen ingick Erik Norin från MittSverige Vatten & Avfall (MSVA), Christian Wilhsson från Ånge kommun, Elisabet Walldén från Bollnäs kommun, Ingela Caswell som representant från Avloppsguidens användarförenings styrelse, Annafia Öqvist från Falu kommun (ersatt av Vencke Halvorsen i slutet av projektet), David Eveborn från Sveriges Geologiska Undersökning (SGU), Peter Nilsson från VA-Teknik & Vattenvård och Petter Jenssen från Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.

1.3 Genomförande

Projektet startades upp i juni 2018 och avslutades i februari 2020. Kunskap och erfarenheter sammanställdes genom litteraturstudier och intervjuer. Totalt utfördes intervjuer av 20 organisationer¹ bestående av VA-organisationer, kommunala miljöförvaltningar, länsstyrelser, myndigheter och tillverkare av avloppsanläggningar. Intervjufrågorna togs fram av styrgruppen med stöd av referensgruppen.

Den 5 september 2019 genomfördes ett seminarium för att gå igenom det resultat som dittills framkommit genom projektet och ta del referensgruppens erfarenhet och kunskap inför projektets slutförande. Avslutande diskussioner har genomförts via e-post för att uppnå samsyn inom projektet i den mån det var möjligt.



Exempel på markbaserad avloppsanläggning.

Foto: Erik Norin,
MittSverige Vatten
& Avfall

¹ Ibland intervjuades fler än en person per organisation.

2 Markbaserade avloppsanläggningar > 50 pe

Enligt deltagarna på projektets seminarium förekommer markbaserade anläggningar för över 50 pe på flera platser i landet, men de verkar vara något mer vanliga i södra och mellersta Norrland. I en studie av Palmér Rivera (2006) utfördes enkätundersökningar av avloppsanläggningar mellan 25–2 000 pe. Enligt svaren på enkäten verkar det vara betydligt vanligare med markbaserade anläggningar för under 200 pe än mellan 200–2 000 pe, se tabell 2-1. De vanligaste huvudmännen för drift av anläggningen var samfälligheter, kommunala huvudmän och företag, se tabell 2-2.

	Markbäddar	Infiltrationsanläggningar
Antal svar på enkäten (totalt)	223	227
Andel < 50 pe	42 %	40 %
Andel 50–200 pe	39 %	37 %
Andel 201–1 000 pe	4 %	5 %
Andel som inte svarade på frågan	15 %	18 %

Tabell 2-1

Fördelning av storlek på markbaserade anläggningar enligt en enkät av Palmér Rivera (2006).

	Markbäddar	Infiltrationsanläggningar
Antal svar på enkäten	223	227
Andel samfälligheter	31 %	29 %
Andel kommunal regi	27 %	22 %
Andel företag	22 %	21 %
Andel enskilda huvudmän	4 %	7 %
Andel andra huvudmän	10 %	9 %
Andel som inte svarade på frågan	6 %	12 %

Tabell 2-2

Fördelning av typ av huvudmän som driver markbaserade anläggningar enligt Palmér Rivera (2006).

Resultatdelen innehåller genomgång om vilka reningsresultat som kan förväntas när markbaserade anläggningarna fungerar som avsett samt vad som krävs för att anläggningen ska fungera som avsett både vad gäller projektering och dimensionering och skötsel och underhåll. Resultatdelen går även igenom möjligheter till att kunna kontrollera att anläggningarna följer krav på utsläppskontroll. Ekonomiska förutsättningar tas också upp liksom viktiga frågor för val av avloppsteknik i framtiden.

2.1 Förväntade reningsresultat

Markbaserade lösningar kännetecknas generellt av en hög reduktion av BOD och smittämnen. Avskiljningen av fosfor kan variera mycket beroende på markmaterialets egenskaper. Kvävereningen är ofta relativt låg och påverkas mycket av syreförhållanden. Däremot uppnås normalt en hög nitrifikation. Det finns studier som tyder på att markbaserade anläggningar kan ha en relativt hög reduktion av läkemedel jämfört med reningsverk. Retention av fosfor och smittämnen diskuteras också i detta avsnitt.

2.1.1 Organiskt material (syreförbrukande substans)

Markbaserade anläggningar anses enligt många källor uppnå en hög och stabil rening av organiskt material mätt som BOD eller COD. Enligt de tidigare allmänna råden för markbaserade anläggningar för fler än 25 personer (Naturvårdsverket, 1991) ligger

reduktionen av BOD på 90–95 % för infiltrationsanläggningar och 90–99 % för markbäddar. Motsvarande siffror för COD är 80–90 % för infiltrationsanläggningar och 85–95 % för markbäddar. Nilsson & Englov (1979) utförde kolonnförsök och mätningar på markbäddar och fann att COD-reduktionen låg på 80–90 %. Enligt Palm m.fl. (2002) är reduktionen för väl fungerade markbäddar som dimensioneras med 5 m²/pe eller större normalt 85–97 %.

En av de studier som ligger bakom riktlinjerna i Naturvårdsverket (1991) är Nilsson (1990). Under studien utfördes tester i kolonner och fullskala. Slutsatsen blev att reduktionen av BOD var bra och att full effekt nåddes inom 2–3 veckor. Test vid 16 infiltrationsanläggningar och markbäddar visade att samtliga infiltrationsanläggningar hade ett BOD-värde under laboratoriets detektionsgräns vid mätning i grundvattnet under anläggningen. Markbäddarna hade högre värden i vissa fall (1–3 mg/l). Studien tydde på att hydraulisk belastning verkade påverka BOD-reningen relativt mycket. Kolonnstudier med hydraulisk belastning på 60–90 l/(m² och dygn) gav en nästan fullständig reduktion och utgående halter på 1–5 mg/l. En belastning på 100–150 l/(m² och dygn) gav en reduktion på ca 80 % och utgående halter på 10–20 mg/l medan en belastning på 200 l/(m² och dygn) gav en reduktion på ca 50 %. Hydraulisk belastning är inte det enda som påverkar en markbaserad anläggnings funktion. Belastningen av BOD och suspenderad substans påverkar också (Norin m.fl., 2005). Studien visade också att viloperioder på några veckor inte påverkade reningen så mycket. Det konstaterades även att fukthalten fortfarande var hög i filtermaterialet efter några veckors vila, vilket är viktigt för att kunna hålla mikrobiologin vid liv. I kolonnstudier från Nilsson (1990) visades att en omättad zon på 2 m inte gav bättre reduktion än kolonner med 1 m omättad zon följt av 1 m vattenmättad zon.

Enligt Jenssen m.fl. (2006) är reduktionen av organiskt material hög, > 90 % för täckta infiltrationsanläggningar och markbäddar som dimensioneras med en hydraulisk belastning, 6–50 l/(m² och dygn). Även för öppna anläggningar med en betydligt högre belastning har dock goda resultat uppnåtts. En anläggning i Setermoen för 5 000 pe och med en årsmedeltemperatur på 0,7 °C har utvärderats via grundvattenmätningar. Anläggningen i fråga har bassänger med 2 m djup med en omättad zon under anläggningen på 7 m. Den genomsnittliga belastningen var 2 000 m³/dygn. Perioder av snösmältning kan bidra till en ökad hydraulisk belastning, upp till 5000 m³/dygn, och därmed även en utspädning av avloppsvattnet. Mätningar har gjorts i grundvattenrör 15 m nedströms anläggningen. Anläggningen bedömdes uppnå en reduktion av COD på 85–95 % (Jenssen m.fl., 2014).

I en studie av Norin m.fl. (2005) undersöktes fem öppna filterbäddar. Dessa var dimensionerade för en belastning på 250–340 l/(m² och dygn) och bedömdes ha en verklig belastning under provtagningsperioden på 45–410 l/(m² och dygn). Reduktionen av BOD låg på 60–85 %. En slutsats från studien var att reduktionen av BOD försämras under vintern. Den generella slutsatsen från studien var att anläggningar med anpassad drift och rätt sorts filtermaterial kan ha hög och stabil reduktion av fosfor, BOD och bakterier.

Naturgrus är en begränsad resurs med stor betydelse för samhällets dricksvattenförsörjning. Ett exempel på ersättningsmaterial är bergkross. En studie som jämförde reningskapacitet mellan naturgrus och bergkross i kolonner tydde på att bägge materialen uppnådde en reduktion av organiskt material som låg över 90 % utom i några fall där halterna i inkommande vatten var ovanligt låga (Elmefors & Ljung, 2013).

2.1.2 Kväve

Reduktionen av kväve anses ligga mellan 20–40 % för såväl infiltrationsanläggningar som markbäddar som byggs enligt riktlinjerna i Naturvårdsverket (1991). Enligt Nilsson & Englov (1979) ligger kvävereduktionen på 10–50 % och enligt Nilsson (1990) finns det många studier från olika länder som tyder på en kvävereduktion på 20–60 %. I de egna

kolonnstudierna av Nilsson (1990) var kvävereduktionen i princip obefintlig. I en studie av Vidal (2018) av små avloppsanläggningar konstaterades att reningen av totalkväve var 30 % för markbäddar och 35 % för infiltrationsanläggningar oavsett om dessa utrustades med eller utan kompletterande fosforrening som kemisk fällning eller fosforfilter.

Kvävereduktionen sker i tre steg. Det första steget, ammonifikation, utgörs av omvandling av organiskt bundet kväve till ammonium. Det andra steget, nitrifikation, utgörs av omvandling av ammonium till nitrat och det tredje steget, denitrifikation, utgörs av omvandling av nitrat till kvävgas. Nitrifikationen kräver mycket syre medan denitrifikationen är en process som kräver syrefri miljö och tillgång till kolkälla. Nilsson (1990) fann att ungefär hälften av det organiska kvävet omvandlades till ammonium. Reduktionen från ammonium till nitrat var hög men varierade i kolonnerna. Nitrifikationen ökade med minskad belastning, längre viloperioder och större omättad zon. Omvandlingen från nitrat till kvävgas var dock i princip obefintlig i dessa kolonnstudier.

Enligt studier i Norge av Jenssen m.fl. (2006) är nitrifikationen hög, > 90 %, i små infiltrationsanläggningar och markbäddar. För upplyfta små infiltrationsanläggningar kan en reduktion av totalkväve på 80 % uppnås. Små anläggningar i Norge är täckta och dimensioneras med en låg hydraulisk belastning, 6–50 l/(m² och dygn). Större anläggningar är oftast öppna och dimensioneras med en större belastning, 200–500 l/(m² och dygn). Även anläggningar med högre belastning har dock uppvisat god reduktion av kväve i Norge. Grundvattenmätningar vid en anläggning i Setermoen visade till exempel en reduktion av totalkväve på 35–85 %. En anläggning i Lejsa² hade under perioden 1994–1996 en medelreduktion på 89 % kväve. Enligt Jenssen m.fl (2006) är det möjligt att uppnå en kväverening på upp till 90 % med rätt utformning och styrning av belastning.

2.1.3 Fosfor

Fosforreduktionen sker genom fysikalisk, biologisk och kemisk fastläggning. Den kemiska fastläggningen anses ofta stå för huvuddelen av avskiljningen (Eveborn m.fl., 2009; Palm m.fl. 2002). Kemisk fastläggning sker främst genom adsorption till filtermaterialens ytor eller genom utfällning av fosfatmineraler i markvätskan (Eveborn, 2013; Eveborn m.fl. 2009). Både adsorption och utfällning påverkas till stor del av markens pH och jordens ytkemiska egenskaper. Vid lågt pH anses fastläggningen främst styras av adsorption till ytor som består av hydroxider, oxider eller oxidliknande mineraler av aluminium eller järn samt utfällning av järn- eller aluminiumfosfat (Eveborn, 2013). Vid högt pH anses adsorption till karbonater eller utfällning av kalciumfosfat vara styrande (Eveborn, 2013).

Enligt Naturvårdsverket (1991) ligger fosforreduktionen på 60–90 % för infiltrationsanläggningar och 25–50 % för markbäddar. Nilsson (1990) fann vid fullskaletest av 16 anläggningar med en hydraulisk belastning på 50–100 l/(m² och dygn) att fosforreduktionen var varierande och i snitt låg på 60 %. Kolonnstudier tydde på att fosforreduktionen minskar när den hydrauliska belastningen överstiger 200 l/(m² och dygn) och att viloperioder ökade fosforinbindningen.

Kolonnstudier av Nilsson & Englov (1979) visade att avloppsvatten som genomgått mekanisk behandling hade en fosforreduktion på 90 % i finsand, 50 % i mellansand-grovsand och cirka 25 % i grovsand. I mellansand-grovsand med hög kalkhalt var reduktionen dock 90 %. I avloppsvatten som genomgått biologisk behandling var fosforreduktionen i mellansand-grovsand 5–10 %. Motsvarande siffra för biologisk kemiskt behandlat vatten var 30–40 %. Nilsson & Englov (1979) utförde även mätningar i markbäddar med mellansand-grovsand och fann att reduktionen låg på 40–60 %. Mätningar i infiltrationsanläggningar visade att det i dessa oftast inte gick att se någon förhöjning av fosforhalten jämfört med grundvattnet under anläggningen. Den högre inbindningen

² Anläggningen var dimensionerad för 3 000 pe och hade en belastning som motsvarade 2 200 pe.

hos infiltrationsanläggningar tros bero på att avloppsvattnet passerar en större jordvolym och att filtermaterialet i regel har större andel finmaterial. Det ska dock påpekas att fosforfastläggning är en reversibel process – fosfor som fastlagts vid ett tillfälle kan frigöras vid ett annat om jämviktsförhållanden för fosforinbindningsprocesserna förändras (Envall m. fl., 2019; Eveborn m.fl., 2009). Enstaka mätningar av fosfor kanske därför inte ger rätt bild av den långsiktiga fosforinbindningen. En studie av Eveborn m.fl. (2012) undersökte sex markbaserade anläggningar med geografisk spridning i Sverige. Studien tydde på att inbindningsförmågan i olika bäddmaterial varierade mycket och att den maximala fosforinbindningskapaciteten låg 320–860 g/m³. Studien tydde även på att utlakningsrisken varierade mycket mellan olika bäddmaterial.

Enligt Naturvårdsverket (1991) sjunker fosforeringen snabbt med anläggningarnas ålder, se tabell 2-3. I en studie från Eveborn m.fl. (2009) tydde resultat från en massbalansstudie på att endast 8 % av tillförd fosfor fastnade i en 16 år gammal markbädd. En litteraturstudie från Palm (2002) konstaterar dock att det finns studier som tyder på att försämringen av fosforeringen i markbäddar endast är liten över tid. Till exempel nämns en studie där fosforreduktionen var 51 % för anläggningar på 0–5 år och 46 % för anläggningar äldre än 10 år.

Drifttid i antal år – beroende på sandmaterial	Genomsnittlig fosforreduktion
0–5	80 %
5–10	50 %
10–20	25 %

Tabell 2-3

Ungefärlig fosforreduktion i markbäddar beroende på ålder enligt Naturvårdsverket (1991).

Enligt Jenssen m.fl. (2006) är reduktionen av fosfor hög, > 95 % i små infiltrationsanläggningar och markbäddar i Norge som dimensioneras med en hydraulisk belastning på 6–50 l/(m² och dygn) enligt norska riktlinjer. Större anläggningar är oftast öppna och dimensioneras med en större belastning, 200–500 l/(m² och dygn). Även anläggningar med högre belastning har dock uppvisat god reduktion av fosfor i Norge (Jenssen m.fl., 2006). Ett exempel på detta är två infiltrationsanläggningar i Setermoen och Lesja tyder på en reduktion av totalfosfor på 99 % vid provtagning i grundvattnet nedströms anläggningen³ (Jenssen m.fl., 2006). Den omättade zonen låg på 6–7 m för Setermoen och 8–12 m för Lesja.

En studie som jämförde reningskapacitet mellan naturgrus och bergkross i kolonner tydde på att naturgruset hade en fosforreduktion på 90 % under hela försöket medan bergkrossen hade en betydligt sämre fosforinbindning med många mätningar som låg mellan 20–60 % (Elmfors & Ljung, 2013).

I en studie av Norin m.fl. (2005)⁴ låg fosforreduktionen i fem öppna filterbäddar vanligtvis runt 25–75 %. Viklund (2003) undersökte öppna filterbäddar under kallt norrlandsklimat. Den provtagna anläggningen låg i Stycksele i Vindelns kommun och provtogs under perioden 1992–1995. Anläggningen hade ett djup till grundvattnet på 5 meter. Fosforreduktionen mätt som P-tot låg på 26–52 % vid 3 meters djup.

Om fosforinbindningen är låg i filtermaterialet kan den ökas genom att komplettera den markbaserade avloppsanläggningen med extra fosforering, t.ex. via kemisk fällning. I en anläggning i Sörfjärden sker till exempel fällning med polyaluminiumklorid innan rening i markbäddar. Vid samtliga mätningar under 2018 ligger utgående halt totalfosfor från markbäddarna på 0,1 mg/l eller lägre. Små markbaserade avloppsanläggningar kompletteras ibland med kemisk fällning eller fosforfällor. Enligt Vidal (2018) uppnås en fosforering på 90 % för infiltrationsanläggningar med kemisk fällning och för markbäddar med kemisk fällning eller fosforfälla. En studie från Ådåm m.fl. (2006)

³ För Setermoen ligger provtagningsbrunnarna 10–15 m nedströms anläggningen (Jenssen m.fl., 2006).

⁴ Se avsnitt 2.1.1 för information om studien.

tyder på en fosforavskiljning i kolonner med Filtralite P på 91 % i kolonner vid belastning med avloppsvatten som genomgått rening i biofilter.

Retention av fosfor

För infiltrationsanläggningar är det inte helt självklart hur anläggningen ska avgränsas vid bedömning av utsläpp, se avsnitt 2.5.8. Detta eftersom det kan ske reduktion av t.ex. fosfor även efter att det infiltrerade avloppsvattnet har nått grundvattnet. Enligt Palm m.fl. (2012) är experterna inte överens om hur stor fosforreduktion som sker i den mättade zonen. Studier från Norge på vattenmättat markmaterial och våtmarksanläggningar/filterbäddar i fält har visat att reduktionen av fosfor är bra om markmaterialet innehåller kalcium, aluminium och/eller järn (Palm m.fl., 2012).

Eveborn & Djodjic (2015) delar in retentionen i de olika transportmiljöerna mark, diken och vattendrag. Med diken avsågs i detta fall en transportmiljö där ytvatten ibland transporteras men som även ibland kan vara torra. Den tillfrågade expertgruppen i Eveborn & Djodjic (2015) var enig om att transport i mark har relativ hög retentionspotential medan retentionspotentialen i vattendrag ansågs vara obetydlig. För transport i diken var expertgruppen oenig om retentionspotentialen var hög eller låg. Kunskapen om olika transportmiljöers möjlighet till fosforretention är dock begränsad. Det kan också finnas en risk för frigöring av fosfor som tidigare fastlagts. Generellt ansåg experterna att denna risk var större i diken än i mark.

Fosforretention sker huvudsakligen via kemiska processer som adsorption och utfällning eller via biologiska processer som växtupptag eller upptag av mikroorganismer. Enligt litteratursammanställning av fosforinbindning och växtupptag i Ridderstolpe m.fl. (2017) sker en långsiktig fosforretention (cirka 50 år) via fosforinbindning och växtupptag på 5–15 g/m³ i normala svenska jordar. Fosforinbindningen är dock komplex och på många sätt svår att uppskatta, dels eftersom variationen är stor mellan olika typer av jordar (Ridderstolpe m.fl., 2017), dels eftersom fosforfastläggning är en reversibel process (Envall m.fl., 2019). Även de biologiska fosforinbindningsprocesserna är reversibla så längre inte biomassan skördas och förs bort – om växter och mikroorganismer bryts ner så kan fosfor frigöras igen (Envall m.fl., 2019).

Havs- och vattenmyndigheten har uttryckt behov av att granska den kunskap som finns om markretention av fosfor. Formas har inlett en systematisk översikt om retention av fosfor från små avlopp (Formas, 2018). Ett rådgivande möte hölls i april 2019 och en genomförandeplan skickades ut i december 2019.

2.1.4 Smittämnen

Enligt Ottoson (2013) anses reduktionen av smittämnen generellt sett vara god i mark. Reduktionen påverkas främst av markegenskaper som partikel- och porstorlek, partiklarnas laddning samt mineral- och jordsammansättning och mikroorganismens egenskaper som typ, storlek, form, laddning och hydrofobicitet.

För att direkt mäta smittämnen i avloppsvatten krävs ofta analysmetoder som är komplicerade och dyra (Ottoson, 2013). Därför används ofta mätning av mer lättanalyserade organismer som finns naturligt i tarmen hos människor, och andra varmblodiga djur, men inte som inte finns naturligt i andra miljöer (Ottoson, 2013). Dessa organismer fungerar då som en indikator på risken för fekal förorening. En bra indikatororganism bör även reagera liknande på reningsprocessen i avloppsanläggningen som de smittämnen som man vill mäta (Ottoson, 2013). E. coli och koliforma bakterier är ett exempel på vanliga indikatororganismer för att bedöma reduktion av smittämnen i avloppsvatten. Enligt Ridderstolpe m.fl. (2017) finns det dock studier som visar att tarmvirus och parasitära protozoer kan ha en lägre reduktion i mark och överleva längre i vatten än indikatororganismer som E. coli och koliforma bakterier. För att få en bättre helhetsbild av smittämneshetens reduktion kan det därför vara bra att komplettera med andra indikatororganismer som bättre representerar reduktionen av mer tåliga smittämnen (Ottoson, 2013). Ett exempel på sådana organismer är intestinala enterokocker (Ottoson, 2013).

Enligt Naturvårdsverket (1991) ligger reduktionen av mikroorganismer på 99 % (2 log reduktion) för infiltrationsanläggningar och 95–99 % (mellan 1,3 log reduktion och 2 log reduktion) för markbäddar. För markbäddar definieras detta som reduktionen av koliforma bakterier. Enligt Stenström (2011) uppnås en reduktion på > 99% (> 2 log reduktion) för bakterier och virus och mer än 99,9 % (> 3 log reduktion) för parasitära protozoer. Enligt norska riktlinjer är den förväntade reduktionen av *E. coli* i täckta infiltrationsanläggningar som dimensionerats och utformats enligt riktlinjerna 99,99–99,9999 %, det vill säga på mellan 4 log reduktion och 6 log reduktion (VA/Miljö-blad nr. 59). Enligt Siegrist m.fl. (2011) kan en reduktion av fekala koliformer på 99,99 % (4 log reduktion) uppnås vid en belastning på 10–40 l/(m² och dygn) på 90 cm djup för infiltrationsanläggningar i USA.

Ausland m.fl. (2002) jämförde rening av fekala koliformer i ”vanlig” markbäddssand och lättviktsaggregat av olika kornstorlekar. Testerna visade att reduktionen var högre för markbäddssand än för material med grövre kornstorlekar. Pumpbeskickning verkade ge bättre rening än vid självfall. En ökad belastning ledde till minskad reduktion. Stevik m.fl. (1999) fann också att minskad kornstorlek, minskad belastning och ökad specifik yta ledde till signifikant högre reduktion av *E. coli*. Kemiska egenskaper som pH och jonstyrka verkade ha mindre betydelse.

En studie som jämförde reningskapacitet mellan naturgrus och bergkross i kolonner tydde på att reduktionen av *E. coli* verkade med tiden gå emot höga och stabila nivåer för samtliga material. För såväl bergkross som naturgrus ligger halter av *E. coli* under gränser för tjänligt med anmärkning bedömning av enskilda prov för nulägesbedömning av EU-bad enligt Havs- och vattenmyndigheten (2016) från och med femte veckan efter försöksstart (Elmefors & Ljung, 2013). Detta motsvarade en reduktion på över 99,5 % (2,3 log reduktion). Hos naturgrus uppnåddes tjänligt (utan anmärkning) för *E. coli* på inom 5–14 veckor. För bergkrossmaterialet uppnåddes detta efter 20 veckor. Detta motsvarade en reduktion på över 99,95 % (3,3 log reduktion).

Retention av smittämnen

Retentionen av smittämnen är mindre effektiv i mättad zon än i omättad zon (Ridderstolpe m.fl., 2017). Enligt Naturvårdsverkets allmänna råd för markbaserade anläggningar för fler än 25 personer får det vertikala skyddsavståndet mellan infiltrationsyta och högsta grundvattenyta/berg inte understiga 1,5 m för vanliga infiltrationsanläggningar som markbäddar (Naturvårdsverket, 1991). För öppna bassänger får det vertikala skyddsavståndet inte understiga 2–3 m (Naturvårdsverket 1991). En huvudregel för det horisontella skyddsavståndet mellan en markbaserad anläggning och dricksvattentäkt är att det ska motsvara grundvattnets transportsträcka under minst 2–3 månader (Naturvårdsverket 1991, HVMFS 2016:17). För anläggningar under 200 pe finns ”Vägledning för prövning av små avlopp” (Havs- och vattenmyndigheten, 2019 a). Här utvecklas resonemang hur man kan tänka kring horisontellt skyddsavstånd. För jordborrade brunnar påverkas grundvattnets transporthastighet, och därmed behovet av skyddsavstånd, till stor del av vilka jordarter som finns mellan avloppsanläggning och brunn, vilken hydraulisk konduktivitet de olika jordarterna har samt grundvattenytans lutning. För bergborrade brunnar har bergets lokala sprickighet stor betydelse. För mer information om bedömning av horisontellt skyddsavstånd, se ”Vägledning för prövning av små avlopp” (Havs- och vattenmyndigheten, 2019 a).

Blaschke m.fl. (2016) undersökte genom modellering vilka horisontella skyddsavstånd som krävdes mellan en avloppsanläggning (1–20 pe) och en grundvattentäkt för att uppnå en 12 log reduktion av enteriska virus för akvifärer med olika typer av jordarter, se tabell 2-4. Studien visade att typ av jordart hade störst påverkan på vilket skyddsavstånd som behövdes, men att tjockleken på den omättade zonen och grundvattnets lutning också hade betydelse.

Typ av akvifär	Horisonellt skyddsavstånd för att uppnå 12 log reduktion av enteriska virus
Sandakvifär	39–144 m
Grusakvifär	66–289 m
Akvifär med grovt grus	1–2,5 km

Tabell 2-4

Storlek på horisontella skyddsavstånd som krävs för att uppnå 12 log reduktion av enteriska virus mellan en infiltrerande avloppsanläggning och dricksvattentäkt för olika typer av akvifärer enligt Blaschke m. fl. (2016).

2.1.5 Läkemedel och andra organiska kemikalier

I forskningsprojektet RedMic finns indikationer på att läkemedelsreduktionen är högre i markbaserade anläggningar än hos stora och medelstora avloppsreningsverk och minireningsverk med biologisk rening (Gros m.fl., 2016). Däremot var reningen av PFAS och flamskyddsmedel bättre hos minireningsverk med biologisk rening än hos markbaserade små avloppsanläggningar.

Enligt Siegrist m.fl. (2000) fanns endast ett fåtal studier gjorda på tungmetaller och organiska föroreningar (petroleumkemikalier och klorerade kolväten) i markbaserade anläggningar. Det finns forskning i USA som har visat på lovande resultat för rening av läkemedel i markbaserade reningssystem (Stonebridge, 2008). Fler studier behövs dock.

Enligt Palm m.fl. (2012) visar forskning från Danmark och USA att reduktionen av läkemedel och främmande organiska ämnen är lika bra och ofta bättre i markbaserade små avloppsanläggningar jämfört med kommunala reningsverk. En markbaserad anläggning har generellt större reaktiv yta och längre uppehållstid än avloppsreningsverk, vilket kan vara en fördel.

I en studie av Heufelder m.fl. 2010 jämfördes fem system för små avlopp: en markbädd bestående av ett spridningslager samt 60 cm filtersand, ett aerobt reningssystem som kombinerade bärarmaterial med biofilm med aktivt slam, en återcirkulerande filterenhet med fiberrik torv, ett filter med öppet cellskum, ett uppflödesfilter med svavel följt av en aerob reningsenhet och ett återcirkulerande sandfilter. Markbädden med 60 cm filtersand hade bättre reduktion av läkemedel än alla de andra systemen. En slutsats var att rening i markbaserade anläggningar bör undersökas vidare.

Ejhed m.fl. (2012) konstaterade att undersökta markbäddar generellt sett hade bättre reduktion av 15 läkemedel än fyra stora reningsverk. Diklofenak och ketoprofen hade dock lägre reduktion hos markbäddarna än hos reningsverken.

2.1.6 Sammanfattning reduktion

I detta avsnitt sammanfattas reduktion av BOD, kväve, fosfor, smittämnen samt läkemedelsrester och andra organiska kemikalier i markbaserade anläggningar.

BOD

- Infiltrationsanläggningar som är byggda och underhållna på rätt sätt kan förväntas ha en reduktion på 90–95 %.
- Markbäddar som är byggda och underhållna på rätt sätt kan förväntas ha en reduktion på 85–99 %.
- Ökad hydraulisk belastning kan leda till minskad reningsfunktion. Forskningen är dock inte samstämmig om hur stor belastning det rör sig om. Detta kan t.ex. bero på att anläggningen tål en högre hydraulisk belastning om mängden BOD och suspenderad substans är mindre.
- Reduktionen av BOD är stabil trots varierande belastning och viloperioder för markbaserade anläggningar som dimensioneras enligt Naturvårdsverkets riktlinjer för markbäddar och infiltrationer (se avsnitt 2.2.1). Öppna markbäddar som dimensioneras nära riktlinjer för infiltrationsdammar enligt avsnitt 2.2.2 kan också ha stabil reduktion. Högre hydraulisk belastning fungerar dock inte alltid och kan under vissa förutsättningar leda till sämre reduktion.

Kväve

Kvävereduktion består av tre steg. Det andra steget, nitrifikation kräver god tillgång på syre medan det tredje steget, denitrifikation, kräver syrefria förhållanden och tillgång till kolkälla.

- Nitrifikationen kan vara hög, men den totala kvävereduktionen kan variera mycket i markbaserade anläggningar och är generellt sett rätt låg för svenska förhållanden, 10–50 %.
- Nitrifikationen ökar med minskad belastning, längre viloperioder och större omättad zon.

Fosfor

- Fosforreduktionen verkar kunna variera mycket beroende på olika förutsättningar.
- Fosforreduktionen sker främst genom kemisk fastläggning.
- Materialets kemiska egenskaper kan ha stor påverkan på fosforinbindningen.
- Fosforinbindningen kan också påverkas av materialets kornstorleksfördelning, där en större andel finmaterial kan leda till större fosforreduktion (åtminstone givet att materialet har en viss kemisk sammansättning).
- Fosforinbindningen minskar med filtermaterialets ålder och minskar med ökad hydraulisk belastning, storleken på dessa effekter varierar dock mycket mellan olika studier.
- Retention kan bidra till ytterligare fosforinbindning mellan anläggning och recipient. Det saknas dock kunskap och råder oenighet inom forskarvärlden om hur stor fosforretention som kan uppnås. Formas har inlett en forskningssammanställning om retention av fosfor från små avlopp. Kunskapen därifrån bör kunna tillämpas även för större anläggningar.

Smittämnen

- Den litteratur som studerats visar att reduktionen av smittämnen generellt sett är hög i markbaserade anläggningar som byggs och underhålls enligt riktlinjer i Naturvårdsverket (1991).
- Reduktionen av smittämnen verkar öka med minskad kornstorlek, minskad belastning, ökad specifik yta och om pumpbeskickning väljs.
- Reduktion av smittämnen utvärderas ofta genom att mäta indikatororganismer som *E. coli* eller koliforma bakterier.
- Det kan finnas risk att tarmvirus och parasitära protozoer kan ha en lägre reduktion i mark och överleva längre i vatten än indikatororganismer som *E. coli* och koliforma bakterier. Intestinala enterokocker är ett exempel på indikatororganism som är mer representativ för mer tåliga smittämnen.
- Retention av smittämnen förekommer men är mindre effektiv i den vattenmättade zonen än i den omättade.
- Det är viktigt att ha tillräckligt vertikalt skyddsavstånd mellan infiltrationsyta och högsta grundvattenyta/berg. Detta skyddsavstånd bör ligga över 1,5 m för vanliga infiltrationsanläggningar som markbäddar och över 2–3 m för öppna bassänger.
- Det är även viktigt att ha och tillräckligt horisontellt skyddsavstånd. Skyddsavståndet till dricksvattentäkt bör motsvara en transportsträcka hos grundvattnets på minst 2–3 månader.

Läkemedelsrester och andra organiska kemikalier

- Det finns flera studier som tyder på att flera typer av läkemedel reduceras lika bra och ofta bättre i markbaserade anläggningar än i kommunala reningsverk och andra typer av avloppsanläggningar.
- Det finns dock indikationer på att diklofenak och ketoprofen kan ha lägre reduktion hos markbäddarna än hos reningsverk.

- Det finns också indikationer på att reduktionen av PFAS och flamskyddsmedel kan vara lägre hos markbaserade anläggningar än hos minireningsverk med biologisk rening.

2.2 Projektering och dimensionering

För täckta markbaserade anläggningar gäller riktlinjer enligt Naturvårdsverket (1991) Öppna markbäddar dimensioneras ofta med en högre belastning (Norin m.fl., 2005).

2.2.1 Täckta anläggningar

Enligt riktlinjer från Naturvårdsverket (1991) sker dimensionering av infiltrationsyta hos infiltrationsanläggningar och markbäddar genom att:

- Beräkna det dimensionerande dygnsmedelflödet, Q_m
- Beräkna rekommenderad belastning per ytenhet, Q_a
- Beräkna infiltrationsarea, a

Beräkning av det dimensionerande dygnsmedelflödet, Q_m , beskrivs i bilaga 1. Belastning per ytenhet, Q_a , fås genom att välja ett "startvärde" på belastning per ytenhet utifrån anläggningstyp och filtermaterialets (jordens) egenskaper. Detta ligger på 30–60 l/(m² och dygn) för infiltrationsanläggningar och 50–60 l/(m² och dygn) för markbäddar. Startvärdet korrigeras sedan:

- Vid höga föroreningshalter av SS, BOD eller COD sker dimensionering baserat på föroreningsbelastning per ytenhet istället för hydraulisk belastning per ytenhet, se sid 33 i Naturvårdsverket (1991). Se även sid 34 i Naturvårdsverket för hur andra typer av avvikelser hos avloppsvattnet bör hanteras.
- Efter förbehandlingsmetod genom att multiplicera med en kapacitetsfaktor enligt tabell 2-5.
- Efter belastningsperiodens längd, se sid 36 i Naturvårdsverket 1991.

Förbehandling	Kapacitetsfaktor
Slamavskiljare (SA)	1,00
Mekanisk + biologisk (M+B)	1,10–1,25
Mekanisk + kemisk (M+K)	1,25–1,75
Mekanisk + biologisk + kemisk (M+B+K)	1,75–3,00

Tabell 2-5

Kapacitetsökning vid olika förbehandling sett relativt till slamavskiljning enligt Naturvårdsverket (1991).

Arean, a , räknas slutligen ut genom:

$$a = \frac{Q_m \cdot 1000}{Q_a}$$

Under projektets seminarium diskuterades bakgrunden till Naturvårdsverkets riktlinjer. Enligt riktlinjerna skiljer sig dimensionering åt mellan nya och befintliga anläggningar genom att man ska försöka mäta faktiskt flöde vid befintliga anläggningar och beräkna utifrån antal pe vid nya anläggningar. En anledning till detta är att verkligt flöde inte bara beror på antal anslutna pe utan kan också påverkas mycket av inläckage. Nya områden har i regel mindre inläckage, till exempel LTA-områden där man vet att det i princip bara är hushållsspillvatten påkopplat. I äldre system med självfall och mer inläckage kommer grundflödet vara större och dessutom kommer det att bli kraftiga toppar vid nederbörd och snösmältning. Omfattningen varierar från område till område och det krävs kartläggning genom flödesmätning med mera för att fastställa dimensionerande flöden på ett korrekt sätt. Idag finns många anläggningar som är hydrauliskt överbelastade. Det är

viktigt att dimensioneringen blir rätt. Flödesstatistik skulle alltid behövas men finns inte alltid hos små befintliga anläggningar. Inläckage påverkar också inkommande halter, vilket kan bli svårt ur projekteringssynpunkt.

En slutsats från intervjustudien är att det varierar mellan verksamheterna om och hur de mäter verkliga flöden och inläckage. Vissa mäter inte inläckage alls, vilket de själva ser som en stor brist, andra mäter, men inte regelbundet medan vissa har regelbundna mätningar. Hur inläckage mäts varierar också.

Mötesdeltagarna lyfte också vissa osäkerheter kring vad som ligger bakom beräkning av dimensionering beroende på förbehandlingsmetod och vilka omständigheter som avgör om man ska välja den mindre eller högre siffran i intervallet, se tabell 2-5. Det kan till exempel vara en risk att lägga på en så pass stor kapacitetsökning som 3 gånger.

2.2.2 Öppna markbäddar

Under seminariet lyftes att öppna markbäddar i regel kan belastas högre eftersom man troligen utnyttjar en större andel av markbäddsytan samt eftersom det är lättare att underhålla dem genom att ytan kan rensas om det finns tendenser till igensättning. Öppna markbäddar anses därför tåla viss momentan överbelastning om de tillåts vila mellan de intermittenta belastningarna. Enligt Norin m.fl. (2005) ligger denna belastning ofta nära riktlinjer för infiltrationsdammar enligt Naturvårdsverket (1991), se tabell 2-6. En belastning på upp till 200 l/(m² och dygn) är känd för seminariedeltagarna. En högre hydraulisk belastning fungerar dock inte alltid, och om vattnet står för länge uppstår problem som till exempel syrefria förhållanden vilket kan leda till sämre rening och även förvärra igensättningen.

Tabell 2-6

Riktvärden i l/(m² och dygn) för hydraulisk belastning Q_a för öppna infiltrationsdammar enligt Naturvårdsverket (1991).

a. Avser fält på kornstorleksfördelningsdiagram på sid 30 i Naturvårdsverket (1991).

b. Värdet anger högsta belastning på den del som är i drift.

Förbehandling	Kornstorleksfördelning ^a	Rekommenderad totalbelastning	Momentan belastning ^b	Intermittens (vila: belastning)
Slamavskiljare	Fält A	<150	300	1:1–1:2
	Fält B	<100	200	1:1–1:2
Mekanisk + biologisk	Fält A	170–190	400	1:1–1:2
	Fält B	110–130	300	1:1–1:2
Mekanisk + kemisk	Fält A	200–250	500	1:1–1:2
	Fält B	150–200	350	1:1–1:2
Mekanisk + biologisk + kemisk	Fält A	300–400	800	1:1–1:2
	Fält B	200–300	500	1:1–1:2

2.2.3 Dimensionering i Norge

I Norge delar man in markbaserade anläggningar i tre huvudgrupper (Norsk Vann, 2018):

1. Täckta infiltrationsanläggningar och markbäddar, 50–600 pe
2. Öppna infiltrations- och sandfilterbassänger, 50–6 000 pe
3. Kombinationslösningar med reningsanläggningar med filterlösningar som efterföljande steg.

Principen för dimensionering av täckta anläggningar skiljer sig från Sverige genom att kornstorleksinformation som mediankornstorlek och sorteringsgrad ritas upp mot varandra i ett diagram. I vissa fall krävs även kompletterande mätningar av hydraulisk konduktivitet vilket kan göras med en elektronisk infiltrometer enligt Jenssen m.fl. (2006). Den hydrauliska belastningen är ofta lägre i Norge än i Sverige för täckta anläggningar och ligger på 6–50 l/(m² och dygn). För öppna anläggningar ligger den hydrauliska belastningen på 200–500 l/(m² och dygn) enligt Jenssen m.fl. (2006).

2.2.4 Tips kring dimensionering

Från intervjuer av tillverkare av små avloppsanläggningar lyftes följande tips kring projektering och installation av markbaserade anläggningar:

4. Projekteringen och installationen är den viktigaste faktorn för alla typer av markbaserade anläggningar. Tekniken har stora möjligheter att anpassa storleken utifrån rådande förhållande så länge det finns utrymme. Vissa förutsättningar, tex berg i dagen eller vattensjuka områden, kan vara begränsande. För att tekniken ska fungera behöver det även ses över vilka typer av verksamheter som ska kopplas till anläggningen samt så långt som möjligt förhindra att ovidkommande vatten tar sig in. Erfarenheter säger att när utsläppshalter inte uppnås så är det oftast i källan till utsläppet som det behövs åtgärder, inte i den markbaserade tekniken i sig. Om anläggningen byggs på rätt sätt från början och projektering är välgjord så finnas alla förutsättningar för att reningsgraderna ska uppnås. Det syns också oftast tydligt när en markbaserad inte fungerar, t.ex. genom dämning av avloppsvatten.
5. För att få en fungerande utsläppskontroll bör även denna ingå i projekteringen. Exempelvis så kan man projektera för inbyggda provtagningspunkter i en infiltrationsanläggning och se till att det finns ett utlopp till markbäddar. Detta kan kombineras med kontroll i recipient samt med kontroll av flöden.

Från projektets seminarium och efterföljande diskussioner lyftes även följande:

6. Det är inte bara underdimensionering som kan leda till problem med anläggningens funktion. Dimensioneringen får dock inte heller vara orimlig åt det andra hållet, vilket till exempel kan uppstå i avbefolkningsbygder med fler hus än antal boende, eller i områden med få permanentboende, till exempel turistkommuner. I sådant fall kan problem uppstå med att mikrobiologin i bädden periodvis inte får tillräckligt med näring (i form av kol, kväve och fosfor från avloppsvattnet). För lite vatten till bädden kan också ge torra zoner där varken mikrobiologi eller adsorption fungerar tillfredsställande.
7. Att åtgärda ett ledningsnät med stort inläckage skulle i vissa fall kunna vara mer effektivt än andra insatser. Till exempel vore det bättre att ha täta ledningar istället för att dimensionera för större flöden. Nya ledningar är dock oftast dyrare än att dimensionera upp reningsanläggningen. I vissa fall i avbefolkningsområden vore det bättre med enskilda avloppslösningar. Det är dock inte självklart att ta bort ett tidigare fastställt kommunalt VA-verksamhetsområde om det inte sker i samförstånd mellan VA-huvudman och fastighetsägare, vilket vanligen sker genom att den senare går med på att ta över den berörda avloppsanläggningen.
8. Ju större anläggningar desto mer anpassningar behövs, det blir exempelvis svårare att få jämn belastning med självfall.
9. Om en infiltrationsanläggning ska utvärderas med hjälp av grundvattenmätningar så är det viktigt att grundvattenrör placeras ut på ett representativt sätt. Att under projekteringen utföra en förundersökning om grundvattenförhållanden kan bidra med viktig information.

2.3 Skötsel och underhåll

Markbaserade anläggningar är i regel robusta och kräver relativt lite skötsel jämfört med andra anläggningstyper (Palmér Rivera, 2006). Under intervjustudien och seminariet framkom att underhåll av markbaserade anläggningar sker från en ett par gånger per vecka till ett par gånger per år beroende på anläggningens storlek. Detta kan jämföras med att tillsyn av reningsverk på under 1 000 pe oftast sker en till tre gånger i veckan medan tillsyn av reningsverk över 1 000 kan behöva ses över dagligen/kontinuerligt enligt Palmér Rivera (2006).

Det är dock fortfarande viktigt att se över och underhålla markbaserade anläggningar. Palmér Rivera (2006) lyfter att verksamhetens egenkontroll i form av rutiner för tillsyn och underhåll är viktigt för driftsäkerheten hos alla typer av avloppsanläggningar – och kan vara viktigare än provtagning och utsläppskontroll.

Olika huvudmän kan medföra olika utmaningar. Anläggningar i kommunal regi (kommunernas tekniska kontor och VA-bolag) har ofta kunskap, intresse och ekonomiska förutsättningar för att kunna arbeta med anläggningar på ett långsiktigt sätt (Palmér Rivera, 2006). Från diskussionerna i samband med projektets seminarium lyfts dock att en risk för just markbaserade anläggningar är att denna typ av lösning oftare hamnar i skymundan om delar av skötseln av avloppsanläggningar sätts på entreprenad. Palmér Rivera (2006) kom fram till att det finnas stora skillnader i hur gemensamhetsanläggningar sköts och fungerande myndighetstillsyn ansågs vara viktigt för att få en jämn och god drift av dessa anläggningar. Enligt förordningen för verksamhetsutövarens egenkontroll, SFS 1998:901 (med ändringar i SFS 2016:12), ska alla huvudmän upprätta dokument för egenkontroll vid yrkesmässig verksamhet. Även kommunala huvudmän räknas som yrkesmässig verksamhet enligt rättspraxis. Det är dock inte säkert att en samfällighet är yrkesmässig. Dock ställer Miljöbalken, 26 kap. 19 §, krav på planering och kontroll för alla verksamheter som kan befaras medföra olägenheter för människors hälsa eller påverka miljön och ger tillsynsmyndigheten rätt att begära förslag på kontrollprogram.

2.3.1 Exempel på skötsel och kontroll

Från intervjustudien nämndes följande som något som kontrolleras/utförs regelbundet hos markbaserade anläggningar:

- Att slamavskiljningen fungerar
- Rengöring av slamavskiljare
- Ingen slam i efterföljande brunnar
- Kemikalietillgång
- Att pumparna fungerar som de ska

Tidsåtgången för den regelbundna underhållet ligger på mellan 30–120 min, men då är restiden inte inkluderad, dels eftersom den kan variera mycket, dels för att det är vanligt att flera anläggningar tas på en och samma runda vilket förkortar restiden för varje enskild anläggning. Drift och underhåll på plats kan även kombineras med övervakning på distans via styrsystem.

Vissa typer av underhåll och service görs regelbundet men med längre intervall (en till två gånger per år), exempel på det kan vara att kratta ytor och ta undan växtlighet, gräva ut delar av anläggningen, utföra slamtömning och rengöra slamavskiljare, utföra service av pumpar, rengöra flödesmätare och rengöra pumpstation. I figur 2-1 finns ett exempel på vilken tidsåtgång som en anläggning har. Notera dock att tidsåtgången varierar för varje anläggning.

Drift och underhåll:

2 h · 4 Kvartalskontroll tillsyn

2 h 1-årskontroll ventilation

8 h 1-årskontroll vegetation

Extern spolbil – Tömning slamavskiljare 3 gånger per år

Figur 2-1

Ett exempel på tidsåtgång för skötsel av en markbaserad anläggning. Detta kan dock variera mycket mellan olika anläggningar.

Vissa av de intervjuade gör återkommande större genomgångar där det närmare utreds för att utreda både driftkapacitet hur miljöpåverkan ser ut. Detta kan göras bland annat genom provtagning på inkommande vatten, grundvattenkontroll och kontroll på referenspunkter för att ta ställning till om anläggningen fungerar som det är avsett.

2.3.2 Tips kring drift och skötsel

Naturvårdsverket (1991) rekommenderar följande för drift och skötsel av täckta infiltrationsanläggningar och markbäddar:

1. Valfungerande anläggningar är i princip luktfria. Uppstår lukt beror det ofta på att något är fel. Om man misstänker att spridningsledningen satts igen kan den rensas från inspektions-/luftningsrören.
2. Om filtermaterialen satts igen bör man restaurera anläggningen och på sikt även försöka åtgärda orsaken. Vid överbelastning kan man till exempel se över lösningar som att utöka infiltrationsytan eller förbehandlingen.
3. Vila är vanligen effektivt för att restaurera igensatt filtermaterial.
4. Större växtlighet som träd och annat som kan slå rot över anläggningen bör hållas efter. Enligt Östberg m.fl. (2010) rekommenderas ett säkerhetsavstånd på minst sju meter mellan träd och avloppsledning.
5. Om utsläpp till ytvattenrecipient sker bör man inspektera att utloppsledningen ligger rätt och att det inte finns någon missfärgning eller påväxt som kan bero på utsläppet.

I Norin m.fl. (2005) lyfts följande tips kring drift och skötsel av öppna filterbäddar:

1. Ta fram drift- och skötselinstruktioner som är individuellt anpassade till varje anläggning redan vid planeringsfasen och se till att instruktionerna uppdateras efter hand.
2. Töm slamavskiljaren med det intervall som behövs.
3. Välj antal beskickningar per dygn, vilotid och växelvis driftstrategi efter anläggningens förutsättningar.
4. Rensning av vid igensättning samt rensningar av växtlighet bör definieras i driftinstruktionerna. För större växtlighet, se punkt 4 för täckta infiltrationsanläggningar och markbäddar ovan.
5. Justera filterytan horisontellt efter rensning, fräsning, påfyllnad av filtersand med mera.

Från studiens seminarium lyftes även tips som att:

6. För öppna markbäddar kan man ersätta 5 cm material i toppen av bädden vid behov om igensättningsproblem uppstår.
7. Filmning av svårkontrollerade anläggningsdelar med enkla kameror skulle kunna vara ett bra komplement till den ordinarie kontrollen.

2.4 Ekonomiska förutsättningar

De flesta anläggningar som de intervjuade har är gamla och det har därför inom projektets ramar varit svårt att få fram generella kostnader för anläggandet. Olika platser har även olika förutsättningar som gör att det kan variera stort i vilka typer av förarbeten och investeringar som krävs vid anläggandet. Vad anläggningarna ska klara för krav i form av miljö och smittskydd varierar också beroende på lokala förhållandena, typ av recipient och recipientens status utifrån miljö kvalitetsnormerna vilket gör det ännu svårare att ta fram generella kostnader. Den tekniska livslängden anses vara mellan 20–25 år men investeringen beror till viss del på vilka krav det finns på fosforreduktion och hur kraven hanteras.

Kostnader som kan förekomma:

- Geohydrologisk förundersökning/lokalisering
- Kostnader för kontroll och provtagning
- Plogning för att ta sig till anläggningen
- Väggkostnader
- Larm
- Kostnader för att byta ut sand, t.ex. deponikostnader och kostnader för ny sand

2.4.1 Anläggningens livslängd

Under seminariet diskuterade anläggningarnas livslängd i relation till investering. En slutsats var att det bara är fosforavskiljningsförmågan som påverkas av åldern. För markbaserade anläggningar utan fosforavlastning kan det kanske vara rimligt att anta att livslängden är 10–20 år med avseende på fosforreningen enligt seminariedeltagarna. Här kan man dock komma ihåg att avskrivningstiden är 20 år i snitt även för ett vanligt avloppsreningsverk. Om en markbaserad anläggning är fosforavlastad så spelar åldern inte så stor roll. För en markbädd i Sörfjärden har man räknat på en livslängd på 50 år.

För öppna markbäddar kan man ersätta det översta sandmaterialet i toppen av bädden vid behov. Detta kan inte göras hos nedgrävda markbäddar utan att ta bort spridningsrören.

2.4.2 Kostnader för utsläppskontroll

Utsläppskontroll leder till kostnader i form av:

- Kostnad för analyser hos ackrediterat laboratorium
- Provtagningsutrustning
- Arbetstidskostnader (i snitt ca 30 min + restid)
- Utbildning för provtagare

Många av de intervjuade anser att det är svårt att svara på om kostnaderna för utsläppskontroll är rimliga idag eftersom det inte finns så mycket att förhålla sig till samt att det ses som en del av uppdraget. Kostnaderna bedöms dock som rimliga överlag, framförallt om det finns möjlighet till dialog med tillsynsmyndigheter kring vilka parametrar som ska provtas och kring frekvens av provtagning.

Viss del av kostnaderna för provtagning beror på placeringen av anläggningen. En av de intervjuade har beskrivit att anläggningen ligger i en sådan placering att det är svårt och tidskrävande att ta sig ut till den under vinterhalvåret (det behövs skidor). En intervjuad upplevde att kostnaden hade ökat de senaste åren i takt med att kraven på utsläppskontroll har ökat i och med fler antal prov och fler parametrar att kontrollera. Kraven bedömdes dock fortfarande som rimliga och flera intervjuade har lyft att kontroller borde öka för att få en bättre överblick över året. När det kommer till provtagningsmetod så ses både dygnsprov och stickprov som en bra metod. För att kunna ta dygnsprov krävs ofta extra utrustning, el och extra arbetstid. Om dygnsprov ska användas är det därför viktigt att det finns ett tydligt syfte och att det blir en balans mellan kostnaden för kontrollerna och den extra miljönyttan som ett dygnsprov ger jämfört med stickprov.

2.5 Utsläppskontroll

Två svårigheter med utsläppskontroll för markbaserade anläggningar är att det idag saknas vägledning för kontroll samt att det är praktiskt svårt att provta utgående vatten från infiltrationer och otäta markbäddar. I detta avsnitt beskrivs vilka krav som ställs på avloppsanläggningar över 50 pe, vilken utsläppskontroll som utförs idag samt hur utsläppskontroll för markbaserade anläggningar kan utvecklas i framtiden.

2.5.1 Krav på utsläppskontroll

De anläggningar som ingår inom denna studie utgörs av anläggningar på över >50 pe. Dessa kan grovt delas in i följande kategorier:

- Anläggningar 51–200 pe
- Anläggningar 201–2 000 pe
- Anläggningar >2 000 pe

Länsstyrelsen är tillsynsmyndighet för anläggningar över 2 000 pe medan kommunala miljömyndigheter är tillsynsmyndigheter för anläggningar 51–2 000 pe (Christensen,

2015)⁵. Dock kan kommunen i vissa fall ta över tillsynen för anläggningar över 2 000 pe. Alla anläggningar över 2 000 pe är tillståndspliktiga enligt Miljöprövningsförordningen (MPF 2013:251, med ändringar i SFS 2018:1460). Därmed finns de i nationella och regionala register och drivs nästan alltid i kommunal regi (Palmér Rivera, 2006). Anläggningar på 51–2 000 pe kan ägas av både kommunala och privata huvudmän (Palmér Rivera, 2006). Anläggningar på 50–200 pe räknas som små avloppsanläggningar och omfattas av 13 § förordning om miljöfarliga verksamhet och hälsoskydd (FMH), det vill säga anläggningar upp till och med 200 pe.

Naturvårdsverket har nationellt tillsynsvägledningsansvar och bemyndigande att skriva föreskrifter för avloppsanläggningar större än 200 pe medan Havs- och vattenmyndigheten tillsynsvägleder nationellt för anläggningar upp till och med 200 pe.

Enligt NFS 2000:15 som gäller för avloppsanläggningar på över 200 pe (tillståndspliktig eller anmälningspliktig verksamhet enligt 9 kap. 6 § miljöbalken) ska verksamhetsutövaren utföra mätningar och provtagning för att bl.a. (2 §):

- Kontrollera efterlevnad för gräns för omfattning av ett tillstånd.
- Kontrollera efterlevnad av villkor eller provisoriska föreskrifter i domar, tillståndsbeslut med mera.

Enligt NFS 2000:15 ska mätmetoder, mätanordningar, provtagningsutrustning, givare m.m. vara utformade så att provtagningarna uppfyller sitt syfte (3 §). För mätning, provtagning och analys ska man använda de metoder som framgår av föreskrifter, domar eller tillståndsbeslut och i annat fall enligt svensk eller internationell standard (4 §).

I NFS 2016:6 finns krav på provtagning för avloppsanläggningar över 200 pe och utsläppskrav för anläggningar över 2 000 pe. Infiltrationsanläggningar och markbäddar omfattas dock inte av kontroll enligt föreskrifterna. HVMFS 2016:17 specificerar tillämpningen av FMH (1998:899) för små avloppsanläggningar och gemensamhetsanläggningar upp till 25 pe. Råden i HVMFS 2016:17 kan dock även tillämpas för anläggningar upp till 200 pe.

Projektet har kontaktat ett antal jurister i frågan om vad som är rimligt ur juridisk synpunkt när det kommer till utsläppskontroll, om det finns rättsfall som berör utsläppskontroll och hur tolkning av gällande lagstiftning ska göras. Juristerna hänvisar dock till att de är en överprövningsinstans och att det är tillsynsmyndigheterna som besitter kunskap att i tillståndsärenden avgöra huruvida en metod för kontroll av utsläpp är tillförlitlig eller ej. Eftersom det saknas en vägledning hos både Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket så är det i dagsläget svårt att veta vad som är en tillräcklig kontroll. De länsstyrelser som kontaktas inom projektet kände inte till några överprövade rättsfall som berör utsläppskontroll.

Naturvårdsverket nämner att tätbebyggelser från 2 000 pe omfattas av de krav på uppsamling och rening som följer av EU:s avloppsdirektiv, oavsett typ av avloppsrening, men att markbaserade anläggningar medför svårigheter att utföra den typ av kontroll som direktivet anger. Naturvårdsverket anser också att det finns behov av en vägledning för kontroll av markbaserade anläggningar idag, vilket till exempel skulle underlätta för prövningsmyndigheterna att ställa relevanta utsläpps- och kontrollkrav. EU:s avloppsdirektiv har nyligen utvärderats. En av de frågor som lyfts i utvärderingen handlar om behov av reningskrav för mindre tätbebyggelser. Inför en eventuell revidering av avloppsdirektivet kan det därför vara viktigt att ta fram underlag som visar att även andra avloppsreningsanläggningar än konventionella kan ge goda resultat och kan kontrolleras på ett adekvat sätt. (Peters, pers. medd., 2020-02-17)

⁵ Här bör dock observeras att gränsen om 2 000 pe egentligen bygger på att anläggningarna anses belastas med BOD på över 140 kg BOD/dygn vilket i sin tur baseras på en BOD-belastningen per pe på 70 g BOD/(pe och dygn) (Nilsson, pers. medd., 2020-02-12). Idag ligger BOD-bidraget per pe snarare på 50 g BOD/(pe och dygn) (Nilsson, pers. medd., 2020-02-12); HVMFS 2016:17).

Kontroll enligt NFS 2016:6

För anläggningar >2 000 pe finns utsläppskrav vid utsläpp i sötvatten eller flodmynning. Samma krav gäller vid utsläpp till havs- och kustvattenområde om anläggningarna är >10 000 pe. Kraven består av högsta halt som årsmedelvärde, högsta halt per mättillfälle och minsta procentuella reduktion för BOD₇, COD_{Cr}. För utsläpp till havs- och kustvattenområdet från norska gränsen till Norrtälje kommun för anläggningar med >10 000 pe finns även krav på totalkväve.

För anläggningar > 200 pe finns krav på hur ofta prov ska tas och på vilket sätt. Utsläppen ska mätas som flödesviktnings. För anläggningar > 500 pe innebär detta att kontinuerlig mätning och registrering av flöde ska utföras samt att provtagning ska ske flödesproportionellt. För anläggningar 200–499 pe ska provtagning ske tidsproportionellt. Provtyp och provtagningsfrekvens sker på olika nivåer beroende på anläggningens storlek, se tabell 2-7 för inkommande avloppsvatten och tabell 2-8 för utgående avloppsvatten.

Kontrollparameter	2 000–9 999 pe	≥ 10 000 pe
COD _{Cr}	1 dp/månad	2 vp/månad
BOD ₇	1 dp/månad	2 dp/månad
P-tot	1 dp/månad	2 vp/månad
N-tot	1 dp/månad	2 dp/månad

Kontrollparameter	200–1 999 pe	2 000–9 999 pe	≥ 10 000 pe
COD _{Cr}	4 dp/år	2 dp/månad	2 vp/månad
BOD ₇	8 dp/år	2 dp/månad	1 dp/vecka
P-tot	8 dp/år	2 dp/månad	1 vp/vecka
N-tot	8 dp/år	2 dp/månad	1 dp/vecka
NH ₄ -N	-	-	1 dp/vecka
Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Cr och Ni	-	-	1 vp/månad

I övrigt definierar NFS 2016:6 när prov ska tas, provtagningspunkt (samma punkt), omblandning, kylförvaring, konservering, transport, metoder för provhantering och analys, underhåll av mätutrustning med mera.

Utsläppskrav smittämnen

Utsläppskrav på smittämnen finns inte definierade vare sig för små eller stora avloppsanläggningar idag. För badvatten finns inarbetade krav som tar hänsyn till variation genom badvattendirektivet, 2006/7/EC (Ottoson, 2013). Enligt dessa bedöms vattnets kvalitet genom en provserie under en fyraårsperiod. I Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om badvatten, HVMFS 2012:14, med ändringar i HVMFS 2016:16 finns definierade krav för inlandsvatten samt kustvatten och vatten i övergångszon.

Vid nulägesbedömning av EU-bad används gränsvärden för E. coli och Intestinala enterokocker för bedömning av varje vattenprov, se tabell 2-9. Om en förorening varar kortare än tre dygn räknas den som ”kortvarig förorening”. Kan man bevisa detta genom kontroll och ersättningsprov så påverkas inte EU-badets klassificering.

Parameter	Tjänligt (cfu/100 ml)	Tjänligt med anmärkning (cfu/100 ml)	Otjänligt (cfu/100 ml)
E. coli	≤ 100	> 100–1 000	> 1 000
Intestinala enterokocker	≤ 100	> 100–300	> 300

Tabell 2-7

Provtyp och provtagningsfrekvens av inkommande avloppsvatten vid avloppsreningsanläggningar med olika anslutning (pe) enligt NFS 2016:6.
dp=dygnsprov,
vp=veckoprov.

Tabell 2-8

Provtyp och provtagningsfrekvens av utgående avloppsvatten vid avloppsreningsanläggningar med olika anslutning (pe) enligt NFS 2016:6.
dp=dygnsprov,
vp=veckoprov.

Tabell 2-9

Halter i cfu/100 ml av E. coli respektive Intestinala enterokocker för bedömning av enskilda prov för nulägesbedömning av EU-bad enligt Havs- och vattenmyndigheten (2016).

Eftersom inte alla utsläpp sker till badvatten så kan det vara svårt att veta hur utsläppshalter från avloppsanläggningen ska bedömas. För anläggningar där avloppsvattnet infiltrerar genom mark finns även barriärverkan i mark genom retention. I Ottoson (2013) finns beslutsunderlag för krav på utsläppsnivåer av fekala mikroorganismer från markbaserade anläggningar som används som små avloppsanläggningar. På grund av skillnader mellan små och större avloppsanläggningar är det dock svårt att säga hur rekommendationerna skulle se ut för större markbaserade anläggningar.

2.5.2 Tillämpning av utsläppskontroll idag

Bland markbäddarna som undersökts i Palmér Rivera (2006) anger ca en tredjedel av dem som svarat på frågan att de har utsläppskrav på BOD eller totalfosfor, se tabell 2-10. De vanligaste kravnivåerna är 15 mg/l för BOD och 0,5 mg/l för totalfosfor. För infiltrationsanläggningar är andelen med utsläppskrav är lägre, se tabell 2-11. För både markbäddar och infiltrationsanläggningar har dock en stor andel inte svarat på frågan. I Palmér Rivera (2006) uppger många huvudmän att anläggningarna fungerar bra, men att det är svårt att bedöma påverkan av utsläpp. I vissa fall har provtagning i grundvatten eller närliggande ytvatten gjorts, men det kan vara svårt att bedöma grundvattenströmningen.

	BOD	Totalfosfor
Ej svarat	49 %	51 %
Har utsläppskrav	17 %	15 %
Har ej utsläppskrav	34 %	34 %

	BOD	Totalfosfor
Ej svarat	55 %	55 %
Har utsläppskrav	2 %	3 %
Har ej utsläppskrav	43 %	42 %

Under intervjustudien i detta projekt tillfrågades tillsynsmyndigheter på kommunal och regional nivå om hur utsläppskontroll utförs idag.

Tillsynsmyndigheter på kommunal nivå

De flesta markbaserade anläggningar hos de kommuner som intervjuats är gamla och det finns inga villkor på provtagningar. Miljökontoren kräver generellt inte provtagning för markbaserade anläggningar, men de flesta säger att det vid misstanke om brister eller vid klagomål kan ställas krav på provtagning. Krav på utsläppskontroll av nya anläggningar kan komma, men de deltagande kommunerna vet idag inte hur kraven skulle utformas utan den frågan får dom ta ställning till när det blir aktuellt. En kommun hade krav på provtagning av BOD och fosfor 2 ggr/år i markbäddar (0,5 mg/l i P och 15 mg /l BOD) vilket skulle redovisas i årsrapporten

Nedan listas exempel på andra typer av krav som kan förekomma för större markbaserade anläggningar:

- Sakkunnig ska kontrollera anläggningen var tionde år
- Protokoll ska förvaras och visas upp vid tillsyn
- Provtagningsbrunn ska finnas
- Möjlighet att provta utgående vatten från anläggningen
- Krav på egenkontroll (om de anger i egenkontrollen att de ska provtas, så måste detta följas)
- Årlig rapportering (årsrapport)

Tabell 2-10

Utsläppskrav hos intervjuade markbäddar i en studie av Palmér Rivera (2006). Totalt ingick 223 markbäddar i studien. I tabellen redovisas andel anläggningar av de intervjuade.

Tabell 2-11

Utsläppskrav hos intervjuade infiltrationsanläggningar i en studie av Palmér Rivera (2006). Totalt ingick 227 infiltrationsanläggningar i studien. I tabellen redovisas andel anläggningar av de intervjuade.

För dem som har krav på provtagning sker det utifrån nyare tillstånd eller att det står i verksamhetsutövarens egenkontroll. Tillsynsmyndigheterna verkar vara överens om att provtagningar endast ger en indikation på om något kan vara fel och att enstaka prov är svåra att tolka. För att ha möjlighet att ställa krav räcker det inte med endast en provtagning utan flera provtagningar under en lång tid krävs. Det viktigaste bedöms vara att få till rätt lokalisering och att anläggningen blir rätt byggd. Tillsynsmyndigheterna utför ingen egen provtagning. Ska provtagning ske ställs alltid krav på verksamhetsutövaren.

Underlag för villkor om utsläpp från markbaserade anläggningar är oftast information om recipienten (VISS eller lokala provtagningar) och dess känslighet tillsammans med en bedömning om risk för påverkan utifrån lokala förutsättningar.

Exempel på underlag för bedömning:

- Information om recipient (från VISS eller egna mätningar)
- Lokal kunskap
- Hur tätbebyggt området är
- Information från Länsstyrelsen
- Avstånd till recipient
- Lokala förutsättningar

Alla intervjuade är överens om att det är svårt att upphäva ett tillstånd. Ska tillståndet upphävas så måste det till stora brister samt att villkoren bryts. Så länge anläggningen uppfyller sina villkor så gäller tillståndet och verksamheten kan fortgå.⁶

Utsläppskontroll på regional nivå

Det saknas idag vägledning från både Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten över hur utsläppskontroll kan utformas för markbaserade anläggningar. De länsstyrelser som intervjuats i projektet anger att de väntar på vägledning eftersom frågan om utsläppskontroll är svår. Kraven på att klara vissa halter är reglerade i villkoren och innebär att det behöver finnas en punkt på anläggningen där resultatet ska uppnås. För en anläggning där hela eller delar av vattnet infiltrerats så är det svårt att veta var den punkten är. Det är också svårt att vidta åtgärder om halter i grundvatten är för höga då det inte går att korrigera direkt och det kan ta lång tid innan åtgärder syns som ett resultat. Eftersom resultat för provtagningen i recipient bygger på beräkningar och korrigeringar finns en del osäkerheter. Det gör det svårt att veta om resultaten ger en negativ påverkan på recipient samt svårt att bedöma om villkoren bryts och när det är dags att reagera och kräva åtgärder. För att kunna göra dessa bedömningar krävs vägledning.

Det finns idag inga hinder för att söka tillstånd till markbaserade anläggningar, men för de som är mer än 2 000 pe krävs att den sökande kan visa att utsläppskraven klaras och hur uppföljning kan ske.

Villkor i nya tillstånd

Som nämnts ovan har få av de intervjuade tillsynsmyndigheterna krav på provtagningar av utgående halter. De flesta intervjuade verksamheter har dock någon typ av reduktionskrav på fosfor och ibland även på BOD. De flesta har en halt ut som anläggningen ska klara men i ett fall ska reduktion klaras procentuellt. De flesta intervjuade (myndigheter och verksamheter) tror att det i nya tillstånd kommer finnas villkor på provtagning med krav på halter ut eller reduktionskrav. Exempel på vad en anläggning ska klara för fosfor är 0,5, 0,6 och 0,8 mg/l eller 40 % reduktion och för BOD 30 och 35 mg/l eller 90 % reduktion. Ingen av de intervjuade har krav på reduktion av kväve eller smittämnen.

Nedan följer exempel på sådant som kan villkoras i tillstånd:

- Att reningsanläggningen ska drivas så att högsta möjliga reningseffekt uppnås med tekniskt-ekonomiskt rimliga insatser

⁶ Enligt Havs- och Vattenmyndigheten (2019 b) är det möjligt att ställa ytterligare krav på anläggningar med tillstånd i vissa fall enligt omprövningsreglerna i 24 kap 5 § miljöbalken.

- Fortlöpande kontroll av funktion (utsläpp) och tillstånd i recipient
- Regelbunden kontroll och skötsel av anläggningen
- Driftstörningar ska meddelas till miljönämnd
- Årsrapporter ska redovisas
- Anläggningen ska inte belastas med tunga fordon eller liknande
- Utformningen på anläggningen

Provtagning

Enligt de intervjuade organisationerna sker provtagning på alla markbaserade anläggningar i mer eller mindre omfattning. Provtagning på markbäddar (både täta och otäta) tas i utgående rör eller uppsamlingsbrunn och oftast i kombination med någon typ av kontroll av recipient. För markbäddar som inte är täta kan det dock ibland vara svårt att få ut ett prov. För infiltrationsanläggningar sker kontrollen i grundvattenrör tillsammans med ett referensrör uppströms och ibland i kombination med recipientkontroll. Alla de tillfrågade organisationerna använder sig av stickprov. Antalet provtagningar varierar mellan en gång i kvartalet till två gånger per månad.

Parametrar som provtas är vanligast Tot-P, Tot-N, BOD, COD. I vissa fall tas även prov på smittämnen och suspenderat material. Stickprov är den metod som används och alla analyser skickas in till ackrediterat labb. I ett enstaka fall sker även en kompletterande mätning av ortofosfat i fält.

Som nämnts tidigare sker provtagning i vissa fall i recipient (grundvatten eller ytvatten), några av de intervjuade lyfter svårigheten i att veta påverkan på just recipient. Till exempel har vattendraget i ett fall haft bättre status nedströms utsläppspunkten än uppströms. Det lyfts också att det kan kännas osäkert att veta om referenspunkten för grundvatten är opåverkad av andra källor, även när geohydrologiska förundersökningar gjorts. Men det lyftes även positiva aspekter där en metod har tagits fram för kontroll som bedöms som tillförlitlig, se avsnitt 2.5.4.

Framtida önskemål från verksamheterna

Verksamheterna önskar att uppföljningen skulle kunna bli mer tillförlitlig och regelbunden. Stickprov anses ge en hög osäkerhet om hur funktionen ser ut över tid. Verksamheterna lyfter fram att det skulle underlätta om det fanns metoder för att till exempel räkna på utspädning. Dessutom skulle det behövas vägledning för placering av grundvattenrör uppströms och nedströms och på olika djup. Viktigast är dock att den vägledningen eller metoden som tas fram ska accepteras av tillsynsmyndigheterna samtidigt som den ska vara rimlig med avseende på arbetsinsats för VA-organisationerna. Det poängteras dock att även om det tas fram en metod och vägledning så är det ändå troligt att det fortfarande kommer finnas rum för osäkerheter som det i dagsläget inte går att få svar på eftersom det finns många lokala förhållanden som alltid kommer att påverka resultaten. I praktiken finns det därför risk för att det fortfarande kommer att finnas samma osäkerheter som finns med de metoder som används idag.

Ett annat önskemål är att det alltid ska gå att ta prover på både inkommande och utgående, både för att bygga upp kunskap och för att få ett bättre underlag.

2.5.3 Synpunkter på utsläppskontroll från tillverkare

En av de tillverkare som intervjuades under studien lyfte att det enbart går att utföra okulär kontroll (inte utsläppskontroll) hos infiltrationsanläggningar men att detta kan vara tillräckligt vid normal skyddsnivå för små avlopp. Tillverkaren ansåg dock att utsläpp alltid bör kontrolleras hos markbäddar. En annan tillverkare lyfte att markbaserade anläggningar ofta är självindikerande. Så länge anläggningen inte sätter igen utan ser ut att ta hand om vattnet så fungerar oftast reningen bra. Att mäta på anläggningar i fält med stickprov ansåg tillverkaren dock kan vara problematiskt eftersom det endast ger en ögonblicksbild av systemet. En annan tillverkare lyfte att det är möjligt att bygga in provtagningspunkter i en infiltrationsanläggning. Genom detta skulle man kunna provta

endast ett delflöde, till exempel genom att ha en tät del som provtas och används som referens, medan resten av anläggningen infiltreras.

I övrigt lyfte tillverkare att det är viktigt att:

- Även kontrollera inkommande vatten, särskilt om man ser avvikelser hos utgående vatten – även om det gäller mindre avvikelser (inom gränsvärdena).
- Göra en översyn av installationen av den markbaserade anläggningen för att undvika felinstallation.
- Kontrollera alla reningssteg innan den markbaserade anläggningen.
- Vara medveten om att regn och snösmältning kan göra att det blir svårt att mäta utsläpp på ett rättvisande sätt.

2.5.4 Metoder för utsläppsmätning

För täta markbäddar kan utsläpp och reduktion uppskattas genom mätning på utgående och inkommande vatten. För infiltrationsanläggningar och otäta markbäddar är detta som nämnts mer komplicerat. Inom projektet har olika nivåer av utsläppskontroll hos infiltrationsanläggningar/otäta markbäddar diskuterats:

1. Enbart fokusera på att säkerställa att anläggningarna lokaliseras, utformas, byggs och sköts på ett korrekt sätt
2. Mäta på grundvatten nedströms och uppströms anläggningen och med hjälp av korrigering för grundvattenutspädning bedöma reduktionen i bädden, till exempel genom att utgå från ett ämne som inte bryts ner i markbädden. Enklast är då att analysera kloridkoncentrationen som finns naturligt i avloppsvattnet, men i låga koncentrationer i grundvatten.
3. Utveckla metoder för att mäta direkt i anläggningen, till exempel genom att bygga en del av anläggningen tät och mäta på ett delflöde i den täta delen eller installera provsamlande utrustning i bädden.
4. Direkt mäta på grundvattnet och konstatera om detta är tillräckligt rent (d.v.s. vi mäter snarare påverkan från anläggningen än direkta utsläppshalter från anläggningen).

Med tanke på önskemålen om att mäta faktiska utsläpp finns det anledning att titta vidare på detta. De flesta projektdeltagarna har ansett att bedömning av reduktion via grundvattenmätningar med korrigering för utspädning via spårämnen känns som den mest framkomliga vägen. Att mäta på ett delflöde i den markbaserade anläggningen har nämnts som ett alternativ, men en del av projektdeltagarna känner stor tveksamhet kring metoden. Oavsett vilka metoder som används kommer det alltid finnas utmaningar, förutsättningar där metoden funderar sämre samt förutsättningar som gör att kostnaden för extra insatser överväger vinsten med den extra information som insatsen ger.

Utsläppsbedömning via grundvattenmätning

Förslaget om grundvattenkontroller går ut på att mäta på grundvatten nedströms anläggning, inkommande avloppsvatten och grundvatten uppströms anläggningen för att få en bild av reduktion och utgående halter. I den enklaste formen används endast ett grundvattenrör/brunn för mätning nedström, ett referensrör uppströms anläggningen och en mätpunkt för inkommande vatten. Genom att mäta en bakgrundparameter eller via spårämnesmätningar i alla mätpunkter kan man beräkna en korrigeringsfaktor, se ekvation 1. Korrigerad utgående halt kan därför beräknas enligt ekvation 2. Klorid är en vanlig bakgrundparameter att använda i sammanhanget eftersom det inte förändras eller reagerar i någon större omfattning.

$$a = \frac{C - B}{A - B}$$

Ekvation 1

där:

a = korrigeringsfaktor

A = halt bakgrundspåmätning/spårämne i inkommande avloppsvatten

B = halt bakgrundspåmätning/spårämne i grundvattenrör uppströms anläggningen (referensrör)

C = halt bakgrundspåmätning/spårämne i grundvattenrör nedströms anläggningen

$$P_{\text{utkor}} = \frac{P_{\text{utrör}}}{a}$$

Ekvation 2

där:

P_{utkor} = korrigerad utgående halt

$P_{\text{utrör}}$ = uppmätt halt i rör nedströmsanläggningen

Korrigeringsfaktorn talar om hur stor andel av grundvattnet nedströms anläggningen som anses utgöras av avloppsvatten. För att bedöma utgående halt från avloppsanläggningen bör därför utgående halt av varje ämne som mäts från grundvattenröret nedströms anläggningen divideras med korrektionsfaktorn. Den korrigerade halten kan då också jämföras mot uppmätt halt hos inkommande avloppsvatten.

Med denna enkla metod finns det dock stor risk att mätningarna inte blir representativa, till exempel på grund av att grundvattenbrunnen nedströms hamnar fel i terrängen så att den inte fångar upp föroreningsplymens utbredning genom området på ett bra sätt. Detta kan leda till att fel slutsatser dras av grundvattenmätningarna. För att få en bättre bild rekommenderas att utföra en geologisk undersökning innan utplacering av röret och/eller placera ut flera grundvattenrör för att i dessa studera var vattnet verkar ta vägen genom att studera bakgrundspåmätning/spårämne.

Med den enkla metoden finns också risk att man missar variationer över året om inte många mätningar utförs. För att bättre fånga upp sådana variationer kan man till exempel använda sig av olika typer av beräkningsmetoder och datamodeller. Inom projektet har ett exempel på vattenbelastningsberäkning studerats.

Placering av kontrollrör för grundvatten

Vid placering av kontrollrör för grundvatten nedströms anläggningen finns som nämnt risk för att vattnet ut från anläggningen inte fångas upp på ett representativt sätt. De bästa förhållandena för grundvattenmätning finns om jorden är homogen med hög hydraulisk konduktivitet eftersom det ger bra förutsättningar för god omblandning och homogen transport av vatten. Typiska grundvattenrör har också ett ganska litet upptagningsområde (silen på grundvattenrör brukar typiskt vara 30 cm, enligt Eveborn, pers. medd., 2020-01-13). Det finns risk att man missar föroreningsplymen. Träffar man i ett skikt där föroreningsgraden är hög kan det å andra sidan bli missvisande åt andra hållet (Eveborn, pers. medd., 2020-01-13). Vid placering av såväl referensrör uppströms anläggningen som rör nedströms anläggningen är det viktigt att tänka på att de inte ska påverkas av andra utsläppskällor som till exempel vägar. I studien studerades placering av grundvattenbrunnar i några fall.

I Naturvårdsverket (1985) rekommenderas att provtagningsbrunnar placeras nedströms anläggningen på minst två avstånd från anläggningen, till exempel 10 m och 30 m beroende på hydrogeologiska förhållanden. I en utvärdering av en infiltrationsanläggning i Setermoen, Norge, placerades en huvudprovtagningsbrunn 15 m nedströms anläggningen längs grundvattnets flödesriktning (Jenssen m.fl., 2014). Under åren

1995–1997 gjordes även mätningar i ytterligare 27 brunnar nedströms anläggningen (Jenssen m.fl., 2014).

I ett forskningsprojekt från VIAK har bl.a. fem infiltrationsanläggningar undersökts (Nilsson & Englov, 1979). Tre av dessa har främst testats genom grundvattenprovtagning rakt under anläggningarna. För resterande två har fler punkter använts för grundvattenprovtagning. I den ena anläggningen (Eggby) användes under perioden 1976–1977 åtta provtagningsrör för grundvattenprovtagning. Av dessa placerades en provtagningsbrunn uppströms anläggningen för att mäta opåverkat grundvatten. Av resterande provtagningsrör ansågs två vara under mycket stark påverkan av avloppsinfiltrationsanläggningen medan fem var under minskad grad av påverkan. I den andra anläggningen (Jära) användes sju rör för grundvattenprovtagning. Ett rör placerades rakt under avloppsanläggningen. Prover från detta rör verkade till övervägande del ha bestått av avloppsvatten. I ett annat provtagningsrör som låg cirka 30 m nedströms anläggningen var påverkan också stor. Bland övriga provtagningspunkter uppmättes viss påverkan vid två provtagningsrör och tre provtagningsrör ingen eller endast svag påverkan.

Från diskussionerna om antal rör som kan vara lämpligt vid vattenbalansberäkning, se kapitel 2.5.3, var ett förslag att använda två skärmar (där provtagningspunkterna ligger i linje, vinkelrätt mot grundvattenströmningen) med fyra provtagningspunkter vardera.

Exempel på beräkningsmetod

I detta avsnitt beskrivs ett exempel på vattenbalansberäkning som använts av Ljusnan-Voxnans vattenvårdsförbund. Metoden går i korthet ut på att bedöma anläggningars reningsgrad och belastning till grundvatten och recipient m.h.a. beräkningar av vattenbalans. Modellen kan användas för både kontroll av anläggningen och projektering. Vid beräkning av vattenbalansen beräknas grundvattenbildningen uppströms anläggningen. Flödet ut från anläggningen antas bestå av grundvattenbildningen uppströms anläggningen och flödet av inkommande avloppsvatten samtidigt som magasinförändring per år beaktas. Kloridmätningar har använts för att kontrollera beräkningarna och vilka grundvattenrör (nedströms) som är representativa.

Provtagning sker via grundvattenrör vid ett antal placeringar uppströms, i anslutning till och nedströms anläggningen. Medelvärde från provtagningspunkterna nedströms antas vara representativt utspädd enligt beräkningen av vattenbalans. Grundvattenbildning för ett område kan beräknas med hjälp av till exempel nederbördsdata, eller karta för områdesavrinning.

Vid användningar av metoden kan det vara bra att göra en tätare provtagningskampanj under ett år (mätningar minst varannan vecka) för att göra en bättre beräkning av reduktionsgrader och för att kunna sätta upp en grundvattenflödesmodell. Modellen kan sedan användas för belastningsberäkningar med hjälp av glesare provtagning. Detta förutsätter dock att belastningen är jämn.

Vattenbalansmodellen kan vara svår att använda om området är kuperat eller om avståndet till berggrunden är litet eftersom antagandena i modellen då inte alltid gäller.

Provtagningsfrekvens

Inom projektet har det diskuterats om samma provtagningsfrekvens ska rekommenderas för infiltrationsanläggningar och markbäddar som i NFS 2016:6, se tabell 2-7 och 2-8. En slutsats var dock att det kan vara relevant att anpassa provtagningen efter anläggningens förutsättningar. Det kan till exempel vara rimligt att provta oftare om det finns ett grundvattenintresse eller en känslig recipient än om det inte gör det. Några av de experter som deltog i projektet lyfte att det kan vara mer relevant att utvärdera mer sällan än varje månad med tanke på att markbaserade anläggningar är tröga system. Årsvis, halvårsvis eller kvartalsvis ansågs räcka vid mätning i grundvattnet och kvartalsvis eller möjligen varannan månad ansågs rimligt vid utlopp i ytvatten (markbäddar

med definierat utlopp). I Naturvårdsverket (1985) lyfts att grundvattnet påverkas mest under perioder av hög avloppsbelastning samt vid hög hydraulisk belastning som till exempel snösmältning i samband med benägenhet till inläckage till ledningsnätet och högt grundvattenstånd. Utifrån detta lär det vara relevant att provtagningen innefattar de perioder då grundvattnet påverkas som mest.

Om man använder beräkningsmetoder eller datamodeller som ger säkrare resultat (till exempel efter tidigare genomförd provtagningskampanj under ett år) kan det också vara aktuellt med färre prov än vad som annars hade behövts.

Tekniska önskemål på provtagningsrör/brunnar

Naturvårdsverket (1985) rekommenderar att kontroll av förorenings-spridning från infiltrationsanläggning görs genom befintliga grundvattenbrunnar eller genom provtagningsrör som "borrats eller på annat sätt drivits" ner i jorden. Provtagningsröret rekommenderas utgöras av foderrör med ett invändigt provtagningsrör. Det ska vara tätat mellan rören och nedre delen ska vara slitsat eller ha hål på mantelytan (hålen kan placeras från spetsen och ca 50 cm upp på röret). Naturvårdsverket rekommenderar att provtagningsröret placeras så att spetsen når ca 0,5 m under den lägsta grundvattenytan (enligt bedömning).

För anläggningarna Eggby och Jära ur VIAK:s studie användes 50 mm provtagningsrör av stål med som perforerats med 8 mm hål på en längd av 1 m (Nilsson & Englov, 1979). I VIAK:s studie utfördes provtagning med hjälp av en nedsänkbar tryckluftsdreven kolv-pump med kapacitet på 1–2 l/min (Nilsson & Englov, 1979). Prov togs ut efter 20–30 min pumpning.

Det kan finnas anledning att se över hur provtagningsrör/brunnar bör se ut för att ge så representativa prov som möjligt med hänsyn taget till hur en föroreningsplym rör sig i grundvattnet. Ibland kanske till exempel olika skikt av marken har olika föroreningsgrad. För att få bättre omblandning i ett provtagningsrör kanske det till exempel skulle kunna vara möjligt att ha intag på flera nivåer i röret och omblanda vattnet vid provtagning.

2.5.5 Mätning direkt i anläggningen

Under projektet har även lyfts att provtagning skulle kunna ske genom att bygga en del av en infiltrationsanläggning tät och ta ett delprov från den täta delen. En förutsättning för detta bör dock vara pumpbeskickning eftersom det ger en jämnare hydraulisk belastning över infiltrationsytan än självfall, vilket borde leda till att mätning i en avgränsad del blir mer representativ. Dock ansåg vissa av projektets deltagare att delprov i en tät del fortfarande för med sig praktiska problem och svårigheter att ta representativa prov och att det är svårt att veta om den aktuella delen av anläggningen har samma reningsresultat som anläggningen i stort.

Det kan också vara relevant att titta vidare på andra sätt att samla upp vatten i de jordlager som infiltrerar vattnet. I en studie av Viklund (2003) användes en provtagningsanordning bestående av en brunn med anslutande rör vid olika nivåer i anläggningen för provtagning direkt i bädden. I änden på varje rör fanns en provtagningskopp som samlade upp vatten, vilket sedan leddes till provtagningsbrunnen. Provtagning utfördes genom att hänga ner provtagningshinkar av plast under varje rör. Innan denna metod hade Viklund (2003) testat att använda lysimettrar vid olika djup. Lysimetterna gav dock ofta så små provmängder att det inte gick att få ihop representativa prov.

2.5.6 Stickprov eller samlingsprov

Enligt NFS 2016:6 rekommenderas olika typer av samlingsprov (dygnsprov eller veckoprov) på olika nivåer beroende på antal pe. I praktiken använder sig alla de intervjuade verksamheterna av stickprov för mätning på markbaserade anläggningar idag. En del intervjuade (tillverkare och de som provtar avloppsanläggningar) anser att stickprov ger ett osäkert resultat. Generellt anser man dock att det ger en bra indikation på

vilka brister det kan finnas i anläggningen. Vissa anser att provtagningen med stickprov fungerar bra.

En del av de experter som deltagit i projektet anser att stickprov är fullt tillräckligt för utgående vatten oavsett storlek på anläggning med tanke på att uppehållstiden i bädden gör att ett stickprov ut från bädden kan ses som samlingsprov. För inkommande vatten behöver frågan studeras närmare. Om inkommande vatten till bädden har passerat ett förbehandlingssteg, till exempel slamavskiljare, är det möjligt att man kan anta att utjämnningseffekten har varit tillräcklig för att det stickprov ska räknas som ett sorts samlingsprov enligt en del av experterna som deltagit i studien. I en studie av Johannessen (2012) blev slutsatsen till exempel att man inte hittade någon statistisk skillnad mellan att utvärdera minireningsverk med stickprov jämfört med samlingsprov. Det är möjligt att samma effekt kommer uppstå även för andra anläggningsdelar med utjämnande effekt.

Ska inkommande vatten provtas direkt från ledningen, det vill säga innan slamavskiljare eller annan utjämnande tank kan det finnas större skäl att ta samlingsprov eftersom tillfälliga variationer hos avloppsvattnet annars kan påverka resultatet mycket. Under vissa förutsättningar kan det även finnas systematiska svårigheter som påverkar resultatet på provet. Vid en markbädd har man till exempel ofta sett lägre halter för stickprov på inkommande än på utgående vilket kan anses bero på att provtagning sker på en vardag under dagtid när få personer är hemma vilket leder till lågt flöde av avloppsvatten och relativt stor påverkan av inläckage. Detta jämförs sedan med ett utgående vatten där det skett en utjämnning i markbädden över tid.

När samlingsprov tas så görs det generellt genom dygnsprov som helst tas flödesproportionellt snarare än tidsstyrt. Flödesproportionell provtagning kräver dock att man har en flödesmätare som kan styra provtagningen, medan tidsstyrd provtagning ställer mindre krav på utrustning. Oavsett behövs en bra provtagningspunkt och elförsörjning för automatisk provtagare och kylskåp för provkärl.

Om stickprov tas på både inkommande och utgående vatten för beräkning av reduktion kan man behöva se över hur prov ska tas för att vara representativa. Om halter i inkommande vatten varierar så kanske det inte blir representativt att ta proven vid samma tillfälle med tanke på att vattnet har en viss uppehållstid i den markbaserade anläggningens filtermaterial. I dessa fall kan det vara bra att ta reda på uppehållstiden i filtermaterialet och ta prov på utgående vatten samma antal dagar efter att prov på inkommande vatten tagits, till exempel om uppehållstiden bedöms vara sju dagar tas prov på utgående vatten sju dagar efter prov på inkommande vatten.

I en studie av Hedin (2019) har stickprovsproblematik studerats för små avlopp. En slutsats är att enstaka stickprov inte ska jämföras mot begränsningsvärden. Istället föreslås beräkning av övre konfidensgränser för anläggningens medelutsläpp.

2.5.7 Vilka ämnen ska ingå i kontrollen?

Enligt NFS 2016:6 rekommenderas kontroll av COD, BOD, P-tot och N-tot för anläggningar på 200 pe och större. För anläggningar på 10 000 pe och större rekommenderas även kontroll av $\text{NH}_4\text{-N}$ och tungmetaller. Detta verkar stämma överens med vad de intervjuade verksamheterna mäter idag. I vissa fall tas även prov på smittämnen och suspenderat material. Med tanke på att det kan komma framtida krav på kontroll av grundvattenpåverkan eller andra utvärderingskrav kan klorid vara en lämplig parameter att ta med. Mätning av klorid är relativt billigt och enkelt att utföra och kan vara ett bra sätt att korrigera för grundvattenutspädning.

Ett förslag från projektets experter är att se över möjligheten att använda kemometri (statistiska metoder) för att kunna mäta färre ämnen än idag för att spara resurser.

2.5.8 Var slutar anläggningen?

En svårighet med infiltrationsanläggningar är att avgöra var en anläggning slutar, det vill säga vid vilken punkt nedströms som en viss rening förväntas nås. Var provtagningspunkten ska placeras är något som bör finnas med redan i ansökan för att verksamhetsutövaren ska ha rådighet över hela anläggningen. Projektdeltagarna har haft olika åsikter om det är bäst att mäta nära anläggningen eller nära recipienten. En synpunkt som också lyfts är att denna fråga varierar från plats till plats beroende på en mängd geohydrologiska faktorer.

2.5.9 Vilka insatser är rimliga?

Vinsten av ökad information från utsläppskontroll behöver alltid vägas mot kostnaden för den metod som används. Hänsyn behöver tas till anläggningens storlek. För markbaserade lösningar på 200 pe och större med utsläpp till grundvattnet tyckte mötesdeltagarna att det är lämpligt uppskatta reduktion med hjälp av grundvattenmätningar kompletterat med korrigering via kontroller med mätning av bakgrundspåmätningar (som klorid) eller spårämnesförsök. Med fördel kan även beräkningsmetoder användas för att få en bättre bild av årstidsvariationer. För anläggningar <200 pe fanns också önskemål om en enkel metod för att bedöma utsläpp. Recipientens känslighet bör också påverka vilka krav som ställs på metodik.

2.6 Val av anläggningstyp och kritiska frågor

Av de verksamheter som deltagit i intervjuerna är det få som planerar att investera i ny markbaserad rening i dagsläget. Anledningarna är olika, i vissa fall bedöms de lokala förutsättningarna som dåliga med täta markförhållanden och högt grundvatten eller att brist på ägande av mark gör att mer platseffektiva lösningar är aktuella.

Svårigheten med att verifiera funktion är en parameter som i intervjuerna tas upp i fyra sammanhang:

- Inför val av en helt ny anläggning
- I valet mellan återinvestering i befintliga markbaserad teknik eller investering i ny konventionell reningsteknik
- Myndigheternas kontroller där verksamheten behöver kunna visa upp att villkoren i tillstånd följs samt visa på eventuella risker med verksamheten
- Påverkan på recipient, framförallt recipient med miljö kvalitetsnormer där statusen inte får försämrats.

Hur verksamheten ställer sig till markbaserad teknik beror både på vilken erfarenhet som finns i verksamheten av gamla anläggningar samt på hur myndigheterna ser på kraven på utsläppskontroll. Som exempel uppgav en verksamhet att de hade haft stora problem med att anläggningen inte klarade av att ta emot den vattenmängd som den var dimensionerad för, vilket troligen berodde på att anläggningen underdimensionerats efter bristfälliga förundersökningar. Svårigheterna med driften i kombination med att verksamheten önskar ha mer kontroll över vad som släpps ut gör att de nu överväger ny konventionell reningsteknik istället för att investera i befintlig markbaserad. Å andra sidan har en verksamhet mycket god erfarenhet av markbaserade anläggningar som ses som robusta, klarar av ojämn belastning och har låga drift- och underhållskostnader. Verksamheten anser sig klara av alla utsläppskrav och har tagit fram en metod för att kontrollera det, men eftersom det saknas ett "rör ut" så har de ändå svårt att få myndigheter att acceptera metoden och utsläppsvärden. Huruvida recipienten klarar den belastning av näringsämnen och/eller smittämnen som verksamheten släpper ut är den avgörande frågan. Om det då hos myndigheter eller i verksamheten finns osäkerheter kring vad som når recipienten så blir också bedömningen om verksamheten utgör en risk eller inte svår.

Andra aspekter som påverkar teknikvalet men inte är knutet till påverkan på recipient är den geografiska placeringen, huruvida platsen är lokaliserad i närheten till befintligt ledningsnät och hur många hushåll som ska anslutas. Vad som ses som mest ekonomiskt fördelaktigt, om de ligger i mindre samhällen som ligger långt från huvudort. Grundförutsättningarna för att det ska bli en större markbaserad lösning anges vara att det finns tillgång till utrymme och helst även att markförhållande tillåter infiltrering, uppfylls detta så ses markbaserade anläggningar som en enkel och billig lösning som är billig i drift.

Kritiska frågeställningar för markbäddars framtid:

- Att tillräckligt bra förundersökningar kan utföras
- Att anläggningarna kan kompletteras så att det går att klara nya reningskrav för ämnen som anläggningarna med nuvarande utformning inte klarar av att rena.
- Att provtagningspunkten kan säkerställas. Nuvarande anläggningar är inte alltid byggda för en enkel provtagning.
- Att få till en trovärdig provtagning så att anläggningarna kan fortsätta att användas så länge de fungerar.

3 Förslag på utsläppskontroll

Projektet har kommit fram till följande förslag på utsläppskontroll:

För täta markbäddar > 50 pe

För täta markbäddar med fler än 50 pe anslutna sker provtagning förslagsvis direkt på utgående vatten. För anläggningar med fler än 2 000 pe anslutna tas även prov på inkommande vatten.

För infiltrationsanläggningar och otäta markbäddar 50–200 pe

Inga krav på individuell uppföljning föreslås för infiltrationsanläggningar och otäta markbäddar med 50–200 pe. Projektet rekommenderar däremot att anläggningarna utformas så att enkel utsläppsbedömning kan ske. Utsläppsbedömningen sker lämpligen genom grundvattenmätningar med korrigering via bakgrundsparmetrar/spårämnen (till exempel klorid). Till metoden behövs ett grundvattenrör/brunn för mätning nedströms, ett referensrör uppströms anläggningen och en mätpunkt för inkommande vatten (avsnitt 2.5.4). På grund av osäkerhet hos mätmetoden bör inte enskilda provsvar från enskilda anläggningar tolkas för hårt. Dock föreslår projektet att erfarenheter från flera anläggningar samlas för att få en allmän bild av funktion. Projektet rekommenderar också att såväl utgående halt till grundvattnet som procentuell reduktion beräknas och samlas i detta syfte.

För infiltrationsanläggningar och otäta markbäddar > 200 pe

Projektet föreslår att krav ställs på grundvattenmätning och beräkning av halter/reningseffektivitet med korrigering via bakgrundsparmetrar/spårämnen (till exempel klorid). En fördjupad bedömningsmetod krävs som kan hantera osäkerheter bättre än den förenklade metoden ovan (om det inte går att motivera att den förenklade metoden fungerar i det enskilda fallet). En fördjupad bedömning kan till exempel ske genom att använda fler provtagningsrör nedströms och/eller att använda bättre beräkningsmetoder eller datamodeller. Ett exempel på beräkningsmetod finns i avsnitt 2.5.4.

Stickprov räcker oftast

Projektet anser att stickprov är tillräckligt för att utvärdera utgående vatten från markbaserade anläggningar om uppehållstiden är så pass stor att en uppsamlande och utjämnande effekt uppnås. Stickprov är också acceptabelt för grundvattenmätningar eftersom förändringarna i regel är långsamma i grundvattnet. Projektet tror också att stickprov kan vara tillräckligt för mätning på inkommande vatten som har passerat ett förbehandlingssteg med uppsamlande effekt (till exempel slamavskiljare). För inkommande vatten som inte har passerat ett sådant steg kan det finnas större skäl att ta samlingsprov eftersom tillfälliga variationer hos avloppsvattnet annars kan påverka resultatet mycket. Det kan vara önskvärt att sammanställa information om när stickprov fungerar och hur resultaten bör tolkas.

Provtagningsfrekvens beror på förutsättningar

Projektet föreslår att krav på antal prov inte bara beror på anläggningarnas storlek utan även recipientförhållanden och andra, lokala förutsättningar. Det kan till exempel vara rimligt att provta oftare om det finns ett grundvattenintresse eller en känslig recipient än om det inte gör det. Projektet anser att det generellt kan finnas skäl att markbaserade anläggningar inte behöver provtas så ofta som en gång per månad. En lokal förutsättning som kan vara värd att fundera på är säsongsbelastade anläggningar och hur man ska fördela provtagning under året när det är högbelastning kortare perioder under året, antingen sommar eller vinter.

Om man använder beräkningsmetoder eller datamodeller som ger säkrare resultat (till exempel efter tidigare genomförd provtagningskampanj under ett år), eller på annat sätt fått en bild av vilka nivåer halterna vanligen ligger på, kan det också vara aktuellt med färre prov.

Förslaget behöver arbetas vidare på och utvärderas innan tillämpning.

3.1 Fortsatta studier

För att komma vidare i frågan föreslås ett vidare arbete med utsläppsfrågan enligt följande:

1. Ge förslag på olika beräkningsmetoder/datamodeller för att kunna uppfylla förslaget på utsläppskontroll för anläggningar >200 pe enligt ovan samt beskriva under vilka förutsättningar olika metoder fungerar.
2. Beskriva andra typer av metoder som skulle kunna användas för utsläppskontroll (som exempelvis mätning direkt i anläggningen), under vilka förutsättningar dessa passar och vilka för- och nackdelar de har.
3. Sammanställa information om när stickprov är tillräckligt för mätning på inkommande vatten och vad man bör tänka på vid beräkning av reduktion med hjälp av stickprov.
4. Titta vidare på hur krav på antal prov bör påverkas av recipientens känslighet, vald metod för utsläppsbedömning och andra förutsättningar.
5. Titta vidare på hur var anläggningen ska anses sluta, det vill säga om den ska utvärderas före eller efter (viss) retention.
6. Titta vidare på hur krav på gränsvärden för utsläpp bör se ut. Det är relevant att detta påverkas av vad recipienten tål.
7. Sammanställ vägledning över hur grundvattenrör ska placeras uppströms och nedströms.
8. Fortsätta bevaka läget inom uppdatering av EU:s avloppsdirektiv och Formas systematiska analys om fosforretention.

Studien bör innehålla:

9. Avstämning med VA-organisationer, kommunala miljökontor, tillverkare av avloppsanläggningar och andra relevanta aktörer för att bedöma rimlighet hos förslagen.
10. Avstämning med kommunala miljökontor, länsstyrelser, Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket för att bedöma "uppfyllelse av krav".
11. Test av tillämpning av föreslagna metoder hos en eller flera anläggningar för att få en bild av vilka svårigheter som kan uppstå.

4 Diskussion

Markbaserade anläggningar för över 50 pe förekommer på flera platser i landet, men verkar vara något mer vanliga i södra och mellersta Norrland. Även där finns kommunala verksamhetsutövare som går ifrån anläggningsformen och ersätter dem med konventionell reningsteknik av olika skäl. Dock finns fortfarande verksamhetsutövare som har mycket goda erfarenheter av markbaserade anläggningar.

Markbaserade anläggningar har i regel förhållandevis låga krav på skötsel och tillsyn och kan etableras till låga investeringskostnader. Rening i markmaterial förknippas med hög och stabil rening av organiskt material och smittämnen. Reduktionen av fosfor kan variera mycket och reningen av kväve är i regel begränsad. Det finns vid behov alltid möjlighet att komplettera de markbaserade anläggningarna med reningssteg för fosfor, men då ökar krav på skötsel liksom investerings- och driftkostnader. Det finns studier som tyder på att relativt bra rening av läkemedel skulle kunna uppnås i markbaserade anläggningar, i vissa fall bättre än kommunala reningsverk.

Idag saknas vägledning för utsläppskontroll av markbaserade anläggningar. Markbaserade anläggningar för tätbebyggelser från 2 000 pe har dock egentligen samma krav på sig som andra anläggningar enligt EU:s avloppsdirektiv. EU:s avloppsdirektiv har nyligen utvärderats. Inför en eventuell revidering av avloppsdirektivet kan det därför vara viktigt att ta fram underlag som visar att markbaserade anläggningar kan ge goda resultat och det finns möjlighet att kontrollera dem på ett tillfredsställande sätt.

Rent praktiskt är det stor skillnad mellan möjligheterna för utsläppskontroll av täta markbäddar respektive infiltrationsanläggningar och otäta markbäddar. För markbäddar med utloppsledning och utan läckage till grundvattnet är det relativt okomplicerat att ta prov på utgående vatten. För infiltrationsanläggningar och otäta markbäddar, det vill säga anläggningar som infiltrerar till grundvatten blir frågan betydligt mer komplicerad, dels för att det är svårt att definiera var anläggningens gränser går, dels på grund att det är praktiskt svårare att mäta i dessa anläggningar eftersom de inte har ett avgränsat utlopp och eftersom det kan vara svårt att bedöma föroreningsplymens utbredning.

I detta projekt har ett förslag på utsläppskontroll tagits fram med fokus på markbaserade anläggningar som infiltrerar till grundvattnet. För att ta fram ett fullständigt förslag kvarstår dock mycket arbete. Förslaget bygger främst på grundvattenmätning och beräkning av halter/reningseffektivitet med korrigering via bakgrundsparmetrar/spårämnen. Denna metod för dock med sig ett antal utmaningar. Exempelvis krävs en geohydrologisk förundersökning för att grundvattenrör ska kunna placeras rätt. Från intervjustudien framkommer dock att det trots geohydrologisk undersökning kan vara svårt att placera ut rör för referensmätning (uppströms anläggningen). Att placera ut många grundvattenrör nedströms anläggningen är ett sätt att få en bättre bild av föroreningsplymens utbredning, men det kan vara kostsamt och ställer fortfarande krav på geologisk kunskap för rätt placering. Om marken är inhomogen med vissa svår genomsläppliga områden krävs troligen större insatser för att få en bra bild än om marken är homogen och genomsläpplig. För att få med påverkan av årstidsvariationer kan det vara bra att ta hjälp av beräkningsmetoder eller datamodeller. Tar man inte hjälp av dessa metoder är det viktigt att se till att få med utvärdering av anläggningen under den del av året när den fungerar som sämst. Beräkningsmetoder och datamodeller fungerar dock enbart under vissa förutsättningar. I detta projekt lyfts ett exempel på en vattenbelastningsberäkning som fungerar bäst om området inte är alltför kuperat och om avståndet till berggrunden är tillräckligt långt. Det finns behov av att se över olika typer av beräkningsmetoder och under vilka förutsättningar de fungerar. Vidare finns det behov att se över de svåra fallen, det vill säga när förutsättningarna gör att det blir svårt att hitta en beräkningsmetod som fungerar. Mer avancerade metoder för utsläppskontroll ger

säkrare information (om de används på rätt sätt) men kostar också mer. Kostnaderna bör vägas mot den extra nyttan. Om utsläppskontroll av markbaserade anläggningar blir för komplicerat finns det risk att markbaserade anläggningar väljs bort till förmån för andra tekniker, även vid förutsättningar där markbaserad teknik hade varit det bästa alternativet.

Alternativa metoder för utsläppskontroll bör också sammanställas och utvärderas med avseende på deras för- och nackdelar samt under vilka förutsättningar de passar. Detta för att VA-organisationer ska ha möjlighet att välja den metod som passar bäst för deras förutsättningar, såväl med avseende på vad som ger bäst representativitet som med avseende på tillgängliga resurser. Alternativa metoder kan gå ut på mätning direkt i anläggningen, till exempel vid nedgrävda provtagningsanordningar eller genom att bygga en del av en infiltrationsanläggning tät och ta ett delfprov från den täta delen.

Alla de verksamheter som intervjuats i denna studie och utför provtagning gör det med hjälp av stickprov. Vissa upplever att detta fungerar bra medan andra är osäkra på om stickprov ger ett representativt resultat. I förslaget på utsläppskontroll föreslås att stickprov ska räcka som mätmetod för utgående vatten. Detta beror på att det sker en uppsamlade och utjämnande effekt i markbaserade anläggningar. Vilken tid effekten rör sig över kommer att variera för olika anläggningar beroende på uppehållstiden för avloppsvattnet i filtermaterialet. Stickprov är också acceptabelt för grundvattenmätningar eftersom förändringarna i regel är långsamma i grundvattnet. Om inkommande vatten till bädden har passerat ett förbehandlingssteg, till exempel slamavskiljare, är det möjligt att man kan anta att dessa steg har en tillräckligt uppsamlade och utjämnande effekt för att stickprov ska vara tillräckligt. Ska inkommande vatten provtas direkt från ledningen, det vill säga innan slamavskiljare eller annan utjämnande tank kan det finnas större skäl att ta samlingsprov eftersom tillfälliga variationer hos avloppsvattnet annars kan påverka ha stor påverkan på resultatet. I en studie om stickprov för små avlopp föreslås att enstaka stickprov inte ska jämföras direkt mot begränsningsvärden utan utvärderas på annat sätt. För att minimera osäkerhet kring provtagning kan det finnas ett behov av att sammanställning av information om när stickprov är tillräckligt för mätning på inkommande vatten, vad man bör tänka på vid beräkning av reduktion och hur resultatet ska utvärderas.

Projektet föreslår att antal prov som rekommenderas inte bara ska bero på anläggningarnas storlek utan även på recipientförhållanden och andra förutsättningar. En av de experter som deltog i projektet föreslår att man för grundvatten och i vattendrag fokuserar på provtagning under högvatten och lågvatten. För större eller känsligare områden kan man utöka till att ta prov kvartalsvis. I extremfallen kan det vara aktuellt med prov varannan månad i ytvatten, men det är aldrig motiverat att gå över kvartalsvis och oftast inte halvårsvis när det gäller grundvatten. Om man använder beräkningsmetoder eller datamodeller som ger säkrare resultat (till exempel efter tidigare genomförd provtagningskampanj under ett år) kan det också vara aktuellt med färre prov än vad som annars hade behövts.

En svår fråga vid utsläppskontroll för markbaserade anläggningar som infiltrerar till grundvattnet är var man ska definiera att anläggningen slutar, d.v.s. var mätpunkten för att fastställa reningsresultatet ska placeras. Projektdeltagarna har haft olika åsikter om det är bäst att mäta nära anläggningen för att säkerställa hur den fungerar eller om det är mest relevant att se till att recipienten inte tar skada. En synpunkt som också lyfts är att denna fråga varierar från plats till plats beroende på en lokala förhållanden, bland annat geohydrologiska faktorer. Möjligheten till retention är också en fråga som utreds i nuläget, framförallt genom att Formas har inlett en forskningssammanställning om retention av fosfor från små avlopp (upp till 200 pe).

Utsläppskontroll är viktigt för att kunna bevisa anläggningarnas funktion. För att anläggningarna faktiskt ska kunna fungera bra anses dock projektering, dimensionering, tillsyn och skötsel vara centralt. Enligt tillverkare av avloppsanläggningar är det viktigt

att placera anläggningarna på rätt ställe, att se över vilka verksamheter som kopplas till anläggningen samt att bygga anläggningen på rätt sätt. Det är ofta lätt att upptäcka om en markbaserad anläggning inte fungerar genom lukt eller dämning. Såväl under- som överdimensionering av anläggningen kan vara ett problem som leder till sämre funktion. Överbelastning kan leda till bräddning och underbelastning kan leda till att anläggningens biologiska reningsfunktion hämmas. Inläckage till ledningsnätet är ett problem som kan påverka anläggningens funktion. När det gäller ovidkommande vatten till ledningsnätet som kan leda till stora inkommande flöden kan det vara intressant att se över ledningsnätet istället för att dimensionera upp anläggningen.

5 Slutsatser

1. Markbaserade anläggningar för över 50 pe förekommer på flera platser i landet, men de verkar vara något mer vanliga i södra och mellersta Norrland.
2. Anläggningstypen är i regel förknippad med låga krav på skötsel och tillsyn och låga investeringskostnader.
3. Reningen av organiskt material och smittämnen är generellt hög och stabil i markbaserade anläggningar. Reduktionen av fosfor kan variera mycket och reningen av kväve är i regel låg. Det finns studier som tyder på att relativt bra rening av läkemedel skulle kunna uppnås i markbaserade anläggningar, i vissa fall bättre än kommunala reningsverk.
4. Idag saknas vägledning för utsläppskontroll av markbaserade anläggningar. Markbaserade anläggningar för tätbebyggelser från 2 000 pe har dock egentligen samma krav på sig som andra anläggningar enligt EU:s avloppsdirektiv och därför finns behov av metoder för utsläppskontroll av dessa anläggningar.
5. Ett förslag på utsläppskontroll presenteras i kapitel 3. Förslaget behöver utvecklas vidare och utvärderas innan tillämpning. Förslag på framtida studier finns i kapitel 3.1.
6. Utsläppskontroll är viktigt för att kunna bevisa anläggningarna funktion. För att anläggningarna faktiskt ska kunna fungera bra anses dock projektering, dimensionering, tillsyn och skötsel vara centralt. Tips kring dimensionering och projektering sammanfattas i kapitel 2.2.4. och tips kring drift och skötsel i kapitel 2.3.2.
7. Det kan vara rimligt att anta att markbaserade anläggningar har en livslängd på 10–20 år med avseende på fosforavskiljningsförmåga. Övrig reduktion påverkas inte av åldern.
8. Det märks ofta tydligt om en markbaserad anläggning inte fungerar, till exempel genom att den dämmer avloppsvatten, luktar illa eller synligt påverkar yt- eller grundvattenrecipienten.
9. Inläckage till ledningsnätet är ett problem som kan påverka anläggningens funktion. Att åtgärda ett ledningsnät med stort inläckage skulle i vissa fall kunna vara mer effektivt än att dimensionera upp anläggningen.

Referenser

Ausland, G., Stevik, T.K., Hanssen, J.F., K hler & Jenssen, P.D. (2002). Intermittent filtration of wastewater – removal of fecal coliforms and fecal streptococci. *Water Research* 36, ss. 3507–3516.

Blaschke, A. P., Derx, J., Zessner, M., Kirnbauer, R., Kavka, G., Strelec, H., Farnleitner, A.H. and Pang, L. (2016). Setback Distances between Small Biological Wastewater Treatment Systems and Drinking Water Wells against Virus Contamination in Alluvial Aquifers. *Science of The Total Environment* 573 (December): <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.075>, 278–89.

Christensen, J. (2015). Juridiken kring vatten och avlopp – en översiktlig genomgång av juridiken kring dricksvattenförsörjning samt avledning av spillvatten och dagvatten. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:15.

Ejh d, H., Magnér, J., Olshammar, M., Remberger, M., Norström, K., Lilja, K, Bibi, M. & Reimer, K.A. (2012). Enskilda avlopp som källa till läkemedelsrester och andra kemikalier. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.

Elmefors E. & Ljung E., (2013). Markb ddars uppstartstid och krossmaterials påverkan på bäddens funktion vid användning av krossat berg – uppstartsfas (Kretslopp & Avfall). JTI, Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Eveborn, D. (pers. medd.). SGU Sveriges Geologiska Undersökning. 2020-01-13.

Eveborn, D. (2013). Sustainable phosphorus removal in onsite wastewater treatment. Kungliga Tekniska Högskolan. Stockholm.

Eveborn, D., Djodjic, F. (2015). GIS-kartering av miljöskyddsnivå f r små avlopp – ett hjälpmedel vid tillstånds- och tillsynsarbete. Rapport 53, Kretslopp & Avfall. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Eveborn, D., Gustafsson, J.P., Elmefors, E., Ljung, E., Yu, L., Renman, G. (2012). Kvantifiering av fosforläckage från markbaserade avloppssystem. Uppdragsrapport. JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppsala.

Eveborn D., Holm C., Gustafsson J. P. (2009). Fosfor i infiltrationsbäddar fastläggning, rörlighet och bedömningsmetoder. Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm.

Envall, I., Fagerlund, F., Johansson Westholm, L.,  berg, C. & Gustafsson, J.P. (2019). Utkast till genomförandeplan: Markretention av fosfor från enskilda avlopp. Formas.

Formas (2018). Remissvar SOU 2018:34 Vägar till hållbara vattentjänster.

Gros, M., Blum, K.M., Jernstedt, H., Renman, G., Rodr guez-Mozaz, S., Haglund, P., Andersson, P.L., Wiberg, K., Ahrens, L. (2016). Screening and prioritization of micro-pollutants in wastewaters from on-site sewage treatment facilities. *Journal of Hazardous Materials*, 328 (2017) 37–45.

Havs- och vattenmyndigheten (2019 a). Vägledning för prövning av små avlopp (elektronisk). Publicerad 2019-10-02.

Havs- och vattenmyndigheten (2019 b). När kan tillsynsmyndigheten ställa krav på en befintlig anläggning som har tillstånd enligt miljöbalken, men där kraven enligt tillståndet inte motsvarar de behov av skydd för miljö och hälsa som finns på den aktuella platsen? (elektronisk). <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/sma-avlopp/fragor-och-svar-om-sma-avlopp/tillsyn/2017-01-30-nar-kan-tillsynsmyndigheten-stalla-krav-pa-en-befintlig-anlaggning-som-har-tillstand-enligt-miljobalken-men-dar-kraven-enligt-tillstandet-inte-motsvarar-de-behov-av->

skydd-for-miljo-och-halsa-som-finns-pa-den-aktuella-platsen.html. Uppdaterad 2019-05-10. Hämtad 2020-05-25.

HVMFS 2016:17. Havs-och vattenmyndighetens allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållspillvatten.

Hedin, J. (2019). Små avlopp – provtagning i fält. VATTEN 75:4.

Heufelder, G.R. (2010) Effectiveness of Selected Onsite Wastewater-Treatment Systems in Removing Pharmaceuticals and Personal-Care Products. Barnstable County Department of Health and the Environment. Barnstable, Massachusetts.

Jenssen P. D., Jonasson S. A., Heistad A. (2006). Naturbasert rensing av avloppsvann, en kunskapsammenstilling med hovedvekt på norske erfaringer. VA-Forsk rapport, 2006-20. Svenskt Vatten, Stockholm.

Jenssen, P. D., Krogstad, T. & Halvorsen, K. (2014). Community wastewater infiltration at 69° northern latitude – 25 years of experience. Paper presented at the Soil Science Society of America Onsite Wastewater Conference, Albuquerque NM, 7-8 April 2014.

Johannessen, J. (2012). Optimizing phosphorus removal in on-site wastewater treatment facilities. Norwegian University of Life Science. Ås.

Naturvårdsverket (2019). Information om överträdelseärenden mot Sverige (elektronisk). <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Avlopp/Bakgrund-till-overtradelsearenden-mot-Sverige/>. Uppdaterad 2019-09-12. Hämtad 2020-02-26.

Naturvårdsverket (2003). Faktablad 8147, Små avloppsanläggningar, hushållspillvatten från högst 5 hushåll. Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (1991). Rening av hushållspillvatten – Infiltrationsanläggningar och markbäddar för fler än 25 personer. Naturvårdsverkets allmänna råd 91:2.

Naturvårdsverket (1985). Avloppsvatteninfiltration – Förutsättningar, funktion, miljökonsekvenser. Naturvårdsverket informerar.

NFS 2000:15. Föreskrifter om genomförande av mätningar och provtagningar i vissa verksamheter.

Nilsson, K., Englöv, P. (1979). Avloppsinfiltration. VIAK och SNV.

Nilsson, P. (1990). Infiltration of Wastewater. An Applied Study on Treatment of Wastewater by Soil Infiltration. Lunds Tekniska Högskola, VA-Teknik. Rapport nr 1002. Lund.

Norin, E., Bellander, F. & Johansson, L. (2005). Uppföljning av funktionen hos öppna filterbäddar. VA-Forsk rapport, nr 2005-16. Svenskt Vatten, Stockholm.

Ottoson, J. (2013). Funktionskrav för Små Avlopp – underlag för beslut om krav på reduktion- och utsläppsnivåer av fekala mikroorganismer från små avloppsanläggningar. Uppsala.

Palm O., Elmefors E., Moraeus P., Nilsson P., Persson L., Ridderstolpe P., Eveborn D. (2012). Läget inom markbaserad avloppsvattenrening: samlad kunskap kring reningstekniker för små och enskilda avlopp, Naturvårdsverket, Stockholm.

Palm, O., Malmén, L. & Jönsson, H. (2002). Robusta, uthålliga små avloppssystem – En kunskapsammansättning, Naturvårdsverket, Stockholm.

Palmér Rivera, M. (2006). Avloppsanläggningar för 25–2000 pe – En nationell översikt. VA-Forsk rapport, nr 2006-21. Svenskt Vatten, Stockholm.

Peters, A. (pers. medd.). Naturvårdsverket. 2020-02-17.

Ridderstolpe, P., Hylander L., Eriksson, B. & Grinell, A. (2017). Bedömning av självrening och retention i mark vid provning av små avlopp – smittskydd och fosfor. VA-guiden rapport 2018:2.

Ridderstolpe, P. (2009). Markbaserad rening - En förstudie för bedömning av kunskapsläget och utvecklingsbehov. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, WRS Uppsala AB.

Siegrist, R., Lowe, K., Geza, M. & McCray, J. (2011). Effluent Dispersal into Soil for Onsite Treatment and Discharge/Reuse. Föreläsning från Nordisk konferens – Små avlopp, Markbaserad rening – State of the Art. 8-9 februari 2011.

Siegrist, R.L., Tyler, E.J. & Jenssen, P.D., (2000). Design and Performance of Onsite Wastewater Soil Absorption Systems, 1001446 USEPA.

Stenström, T.A. (2011). Hygieniska aspekter på markbehandlingssystem för avloppsfractioner. Föreläsning från Nordisk konferens – Små avlopp, Markbaserad rening – State of the Art. 8-9 februari 2011.

Stevik, T.K., Ausland, G., Hanssen, J.F. & Jenssen, P.D. (1999). The influence of physical and chemical factors on the transport of E. coli through biological filters for wastewater purification. Water Research vol. 33, nr. 18, ss. 3701–3706.

Stonebridge, J. (2008). Senate testimony on pharmaceuticals. National Onsite Wastewater Recycling Association.

VA/Miljø-blad nr. 59. Lukkede infiltrationsanlegg for sanitært avløpssvann.

Vidal, B. (2018). On-Site Sanitation Systems – An Integrated Assessment of Treatment Efficiency and Sustainability. Luleå tekniska universitet, Luleå.

Viklund, U. (2003). Infiltration av avloppsvatten i öppna dammar i kallt norrlandsklimat. VA-Forsk rapport, nr 2003-4. Svenskt Vatten, Stockholm.

Östberg, J., Stål, Ö., Martinsson, M. & Fransson, A.-M. (2010) Förebyggande av rotinträngningar i VA-ledningar – utveckling av beslutsstöd. SVU rapport nr 2010-04. Svenskt Vatten, Stockholm.

Bilaga A

I denna bilaga beskrivs beräkning av dimensionerande dygnsmedelflödet, Q_m för att kunna beräkna dimensionering av infiltrationsyta hos infiltrationsanläggningar och markbäddar enligt Naturvårdsverket (1991), se kapitel 2.2.1.

För anläggningar med jämn belastning under en månad eller mer, till exempel i områden som domineras av permanentboende, beräknas medeldygnsflödet under en månad. Om flödet varierar över olika månader beräknas medeldygnsflödet under den månad som har högst belastning (maxmånad). För anläggningar med intensiva belastningstoppar över korta tidsperioder beräknas medeldygnsflödet under den vecka som är som mest intensiv under året. Närmare bestämt används tre ekvationer beroende på utgångsläge:

Fall 1, Vid hushållspillvatten och nylagda ledningar, oavsett hur stor andel av hushållen som är fritidshus:

$$Q_m = \frac{pe \cdot Q_s}{1000} + \frac{Q_d \cdot L}{1000} \quad \text{Ekvation 1}$$

Fall 2, Vid hushållspillvatten och befintligt ledningsnät:

$$Q_m = \frac{Q_{um}}{1000} \quad \text{Ekvation 2}$$

Fall 3, Vid udda anläggningar och nyanlagda ledningar (t.ex. campingplatser, stugbyar, kursgårdar):

$$Q_m = \frac{Q_{bm}}{1000} + \frac{Q_d \cdot L}{1000} \quad \text{Ekvation 3}$$

där:

Q_m = Dimensionerande medeldygnsflöde under maxvecka/maxmånad, l/d

pe = Antal pe

Q_s = Specifikt spillvattenflöde l/pe · dygn. Schablonvärdena var enligt Naturvårdsverket (1991) 200 l/pe · dygn för spillvatten (klosettwater + BDT-vatten) och 150 l/pe · dygn för enbart BDT-vatten. Enligt HVMFS 2016:17 har schablonvärdena uppdaterats till 170 l/pe · dygn för spillvatten och 120 l/pe · dygn för enbart BDT-vatten.

Q_d = Uppskattat inläckage i nylagda ledningar, l/m · dygn. Se Svenskt Vatten P91 "Anvisningar för provning i fält av allmänna avloppsledningar för självfall" för mer information.

L = Total ledningslängd, m

Q_{um} = Uppmätt dygnsmedelflöde under maxvecka/maxmånad, l/d

Q_{bm} = Beräknat dygnsmedelflöde, maxvecka/maxmånad, l/d

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se