

Bergkross och naturgrus som filtermaterial i markbäddar

En fullskalestudie av reningseffekt och vattengenomsläpplighet

Elin Ulinder
Erik Sönegård
Hans Fridholm
Malin Tuveßon
Erik Norin

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	Bergkross och naturgrus som filtermaterial i markbäddar. En fullskalestudie av reningseffekt och vattengenomsläpplighet
TITLE OF THE REPORT	Crushed rock and natural sand in sand filters. A full scale study
FÖRFATTARE	Elin Ulinder, RISE, Erik Sönegård och Hans Fridholm, Sweco, Malin Tu vesson och Erik Norin, MSVA
RAPPORTNUMMER	2021-6
ANTAL SIDOR	75
SAMMANDRAG	Kan bergkross ersätta naturgrus som filtermaterial i markbäddar för kommunal avloppsvattenrening? Materialen har jämförts i ett försök vid Sörfjärdens avloppsreningsverk i Nordanstigs kommun, där man har mätt vattengenomsläpplighet och reduktion av smittämnen, organiska ämnen, partiklar, kväve och fosfor. Resultaten ser lovande ut, men förutsättningen är att det går att ta fram bergkrossmaterial med lämplig kornstorleksfördelning.
SUMMARY	This project compares the performance of crushed rock and natural sand in sand filters. The study was performed through a full-scale study at Sörfjärden WWTP. Saturated hydraulic conductivity was measured as well as treatment efficiency of pathogens, organic substances, suspended solids, nitrogen and phosphorus.
SÖKORD	Markbädd, avloppsvattenrening, filtermaterial, naturgrus, bergkross, hydraulisk konduktivitet, smittämnen, organiska ämnen, suspenderad substans, kväve, fosfor
KEYWORDS	Sand filters, wastewater treatment, filter material, natural sand, crushed rock, hydraulic conductivity, pathogens, organic substances, suspended solids, nitrogen, phosphorus
MÅLGRUPPER	Kommunala VA-organisationer
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2021
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Ulinder E., Sönegård E., Fridholm H., Tu vesson M. och Norin E. (2021). Bergkross och naturgrus som filtermaterial i markbäddar. En fullskalestudie av reningseffekt och vattengenomsläpplighet. SVU-rapport 2021-6. Stockholm, Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	16-113
PROJEKTETS NAMN	Jämförande fullskalestudie av bergkross och naturgrus som filtermaterial i markbäddar - utvärderingsfas
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, MittSverige Vatten & Avfall (MSVA), Vatten och Miljöresurs, Ånge kommun och Richertska forskningsstiftelsen

Förord

Detta projekt har jämfört funktionen hos filtermaterial av bergkross och naturgrus vid Sörfjärdens avloppsreningsverk i Nordanstigs kommun. Reduktion av smittämnen, organiska ämnen, suspenderad substans, kväve och fosfor har studerats. Projektet har även lett till allmänna slutsatser kring förväntad funktion hos markbäddar med bergkross som filtermaterial. Projektet har finansierats av Svenskt Vatten Utveckling, MittSverige Vatten & Avfall (MSVA), Vatten och Miljöresurs, Ånge kommun och Richertska forskningsstiftelsen.

Projektets styrgrupp har bestått av Malin Tuvevesson från MSVA, Hans Fridholm från Sweco och Elin Ulinder (projektledare) från RISE. Referensgruppen har bestått av Erik Sönegård från Sweco, Lars Persson från Vatten och Miljöresurs, Erik Norin från MSVA, Magnus Döse från CBI Betongsinstitutet, Sven Wallman från NCC Construction Sverige AB, Peter Nilsson från VA-Teknik & Vattenvård samt David Eveborn från Sveriges geologiska undersökning (SGU). RISE vill rikta ett stort tack till alla deltagare i styr- och referensgruppen samt till projektets finansiärer.

Gustav Rogstrand

Enhetschef Kretsloppsteknik, RISE Bioraffinaderi och energi

Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
1 Inledning.....	6
1.1 Syfte och mål	6
1.2 Projektgrupp och referensgrupp	7
1.3 Anläggningen i Sörfjärden	7
1.4 Genomförande	9
2 Litteraturstudie.....	16
2.1 Behov av ersättningsmaterial till naturgrus	16
2.2 Vilka egenskaper bör ett filtermaterial ha?	16
2.3 Bedömning av filtermaterials hydrauliska egenskaper	17
2.4 Skillnader mellan naturgrus och bergkross.....	19
2.5 Provtagning och gränsvärden	20
2.6 Reduktion i markbäddar	21
3 Resultat	26
3.1 Vattengenomsläpplighetsmätningar.....	26
3.2 Reningseffekt	27
4 Diskussion.....	37
4.1 Vattengenomsläpplighet.....	37
4.2 Reduktion och utgående halter.....	39
4.3 Bergkross och naturgrus i markbäddar	43
5 Slutsatser	45
Referenser.....	46
Bilaga A Hydraulisk konduktivitet under sista mätserien för alla $h(t)$	49
Bilaga B Beräkning av hydraulisk konduktivitet.....	53
Bilaga C Bilder på markbäddar över tid	56
Bilaga D Ordinarie provtagning.....	61
Bilaga E Beräkning av halt- och mängdreduktion	62
Bilaga F Ammonium, nitrit och nitrat	64
Bilaga G Analysdata kemiska parametrar.....	66
Bilaga H Analysdata mikrobiologiska parametrar	72

Sammanfattning

Kan bergkross ersätta naturgrus som filtermaterial i markbäddar för kommunal avloppsvattenrening? Materialen har jämförts i ett försök vid Sörfjärdens avloppsreningsverk i Nordanstigs kommun, där man har mätt vattengenomsläpplighet och reduktion av smittämnen, organiska ämnen, partiklar, kväve och fosfor. Resultaten ser lovande ut, men förutsättningen är att det går att ta fram bergkrossmaterial med lämplig kornstorleksfördelning.

I landsbygdsområden är det ofta en fördel om avloppssystemen har låga kostnader, litet tillsynsbehov och tål varierande belastning. Markbäddar är exempel på sådana system. Traditionellt sett används naturgrus som filtermaterial i markbäddar, men naturgrus är en ändlig resurs som behövs för vattenförsörjningen. Bergkross är ett möjligt ersättningsmaterial, men behöver undersökas mer när det gäller reningsfunktionen.

Filtermaterial tar bort föroreningar genom biologiska, kemiska och fysikaliska processer. Materialet ska släppa igenom avloppsvattnet lagom snabbt. Uppehållstiden får inte bli så kort att reningsprocesserna inte hinner verka i tillräcklig omfattning, och den får inte bli så lång att avloppsvatten bräddas orenat eller att det blir syrebrist i bädden. Hur fort vattnet släpps igenom påverkas bland annat av filtermaterialets porer. Porositeten kan vara olika hos bergkross och naturgrus eftersom naturgruskornen oftast är mer runda till formen än de flisiga bergkrosskornen.

Sörfjärdens avloppsreningsverk har mekanisk och kemisk rening i en reningsverksbyggnad och därefter biologisk rening i två parallella öppna markbäddar, den ena med naturgrus och den andra med bergkross. Projektet har undersökt de två materialens vattengenomsläpplighet och reningseffekt under ledning av forskningsinstitutet RISE och MittSverige Vatten & Avfall (MSVA). Sweco utförde mätning av vattengenomsläpplighet med alla porer fyllda (mättad hydraulisk konduktivitet). Det fanns ingen tydlig skillnad mellan de två markbäddarna i fråga om vattengenomsläpplighet. Det kan tyda på att det är tekniskt möjligt att ta fram bergkross med liknande egenskaper som naturgrus. Men om bara ett fåtal bergtäkter kan ta fram lämpligt material så blir det problem med långa transporter. Därför behöver det undersökas om det finns möjligheter till samproduktion med material för andra användningsområden, eller om det är möjligt att designa markbäddar på ett sätt som är mer tillåtande för de material som är lätta att få tag på.

Både naturgrusbädden och bergkrossbädden uppnådde god reduktion av organiskt material. Kvävereningen i markbaserade system är ofta relativt låg, men nitrifikationen (en av processerna i kvävereningen) brukar vara hög. Så blev det även i försöket i Sörfjärden. Det kan behövas studier av hur reduktionen av totalkväve kan förbättras för markbäddar. Fosforreduktionen i Sörfjärden sker till största delen i den kemiska reningen i byggnaden. Både naturgrus och bergkross verkar fungera bra för polering av fosfor och partiklar efter den mekanisk-kemiska förbehandlingen. Reduktionen av smittämnen tenderar generellt att se något bättre ut hos naturgrusbäddar, men i försöket uppfyllde båda materialen den förväntade reningen av indikatororganismer som *E. coli* och koliforma bakterier. Däremot var reduktionen av intestinala enterokocker mer osäker. Det är önskvärt med fortsatta studier av smittämnesreduktion hos olika typer av filtermaterial.

Summary

In rural areas, it is often an advantage if wastewater treatment systems have a relatively small need for supervision and maintenance. Sand filters are examples of systems that have a relatively good resistance to variable loads, a limited need for supervision and relatively low operating costs. Traditionally, natural sand is used as filter material in sand filters. However, natural sand is a finite resource with great importance for the water supply. Crushed rock is a possible replacement material, but further studies are needed to clarify the impact on treatment efficiency.

Sörfjärden's wastewater treatment plant (WWTP), Nordanstig municipality, consists of a mechanical and chemical treatment step followed by biological treatment in two parallel open sand filters. One of the sand filters consists of natural sand and the other of crushed rock. The purpose of the project was to compare the two materials in Sörfjärden WWTP regarding hydraulic conductivity and reduction of pathogens, organic substances, suspended solids and nutrients. The project also aimed to draw general conclusions about expected results in sand filters with crushed rock as a filter material.

The project group consisted of MittSverige Vatten & Avfall, RISE, Sweco, Vatten och Miljöresurs, NCC Construction Sverige AB, VA-Teknik & Vattenvård and Geological Survey of Sweden. Saturated hydraulic conductivity has been measured using a double ring infiltrometer and sampling of wastewater has been performed after the mechanical-chemical purification step and after the two sand filters.

The measurements of saturated hydraulic conductivity showed that there was no clear difference between the two filter materials. This may indicate that it is technically possible to produce crushed rock with similar permeability properties as natural gravel. A prerequisite, however, is that it is possible to produce crushed rock with a suitable grain size distribution. To do this, possibilities for adaptation of crushed rock need to be investigated, e.g. through co-production with other applications of the rock material industry.

The reduction of BOD and COD was good in both the natural sand filter and the crushed rock filter of Sörfjärden WWTP. The reduction in total nitrogen was generally low in both filters whereas the nitrification appeared to be high during most parts of the year. This is to be expected for sand filter systems. However, it may still be relevant to study how the reduction of total nitrogen can be improved. Both natural sand and crushed rock appear to function well and equivalently as a polishing step of phosphorus and suspended solids after mechanical-chemical pretreatment. The reduction of pathogens tends to look somewhat better in the natural sand filter. In general, however, both materials meet the expected treatment efficiency of *E. coli* and coliform bacteria, whereas the reduction of intestinal enterococci is more uncertain. Further studies of pathogen reduction are needed.

1 Inledning

I landsbygdsområden är det ofta en fördel om avloppssystemen har ett relativt litet behov av tillsyn och att kostnaderna är låga. Om belastningen har stor säsongsvariation blir det svårare att dimensionera och styra avloppssystemet så att det fungerar bra under både hög- och lågsäsong. Markbäddar och andra markbaserade system är exempel på system som har relativt god tålighet mot varierande belastning, begränsat behov av tillsyn och relativt låga driftskostnader (Palmér Rivera, 2006; Ridderstolpe, 2009; Palm m.fl., 2012; Jenssen m.fl., 2006). Generellt sett är markbaserade system förknippade med hög och stabil avskiljning av BOD och smittämnen (Norin m.fl., 2005; Elmefors & Ljung, 2013) medan fosforreningen är mer osäker och variabel (Eveborn m.fl., 2009; Eveborn m.fl., 2012). Ett sätt att säkra upp fosforreningen är dock att komplettera det markbaserade systemet med ytterligare fosforrening. Kvävereningen i markbaserade system är ofta relativt låg och påverkas mycket av syreförhållanden. Däremot uppnås normalt en hög nitrifikation.

En viktig fråga kring framtida hållbarhet för markbäddar som avloppslösning är om det finns något lämpligt alternativ till att använda naturgrus som filtermaterial. Naturgrus är en ändlig resurs med stor betydelse för vattenförsörjningen, och bevarande av naturgrusavlagringar ingår som en precisering av miljö kvalitetsmålet ”Grundvatten av god kvalitet”. Bergkross ersätter idag naturgrus i allt fler användningsområden i samhället. För att bergkross ska kunna ersätta naturgrus som filtermaterial till markbäddar krävs dock att man kan säkerställa att bergkross kan uppnå motsvarande reningsfunktion som naturgrus.

Sörfjärdens avloppsreningsverk (ARV), Nordanstigs kommun, består av mekanisk och kemisk rening i en reningsverksbyggnad följt av en kompletterande biologisk rening i parallella markbäddar. Den kemiska reningen i reningsverksbyggnaden står för huvuddelen av fosforreduktionen, vilket tar bort den osäkerhet med fosforrening som annars är förknippad med markbaserade system. Markbäddsanläggningen vid Sörfjärdens ARV har utrustats med två parallella bäddar, en med naturgrus och en med bergkross, för att kunna jämföra reduktion av olika ämnen mellan de två materialen.

1.1 Syfte och mål

Projektets syfte var att bidra till kunskap om, och i så fall under vilka förutsättningar, bergkrossmaterial kan ersätta naturgrus i markbäddar för kommunal avloppsvattenrening.

Målen var att:

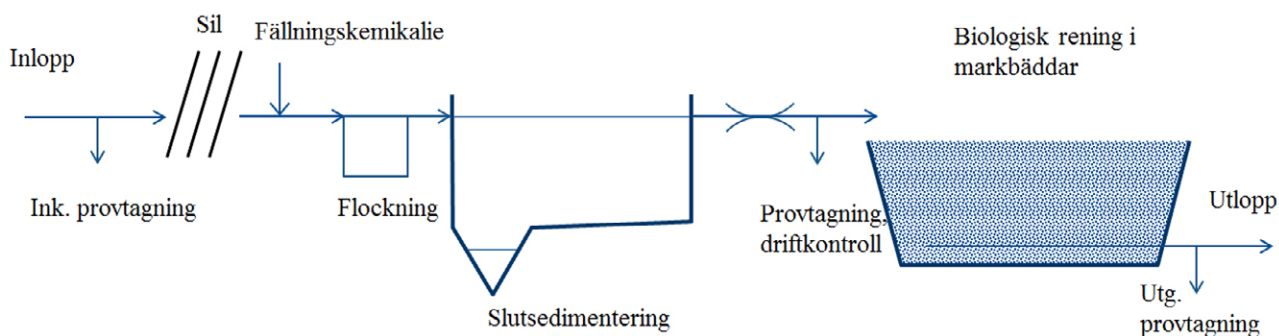
1. Utredda funktion i form av vattengenomsläpplighet och reduktion av smittämnen, organiska ämnen, suspenderad substans, kväve och fosfor hos bergkross jämfört med naturgrus vid Sörfjärdens ARV.
2. Dra slutsatser kring förväntade resultat hos kommunala markbäddar med bergkross som filtermaterial i allmänhet.

1.2 Projektgrupp och referensgrupp

Projektets styrgrupp har bestått av Malin Tuveesson från MittSverige Vatten & Avfall (MSVA), Hans Fridholm från Sweco och Elin Ulinder (projektledare) från RISE. I referensgruppen ingick Erik Sönegård från Sweco, Lars Persson från Vatten och Miljöresurs, Erik Norin från MSVA, Magnus Döse från CBI Betongsinstitutet, Sven Wallman från NCC Construction Sverige AB, Peter Nilsson från VA-Teknik & Vattenvård samt David Eveborn från Sveriges geologiska undersökning (SGU).

1.3 Anläggningen i Sörfjärden

Anläggningen i Sörfjärden består av tre reningssteg. Först sker mekanisk och kemisk rening inom en reningsverksbyggnad och därefter biologisk rening/polering i ett markfilter, se figur 1.1. Markfiltret består av två parallella markbäddar som har utrustats med naturgrus respektive bergkross som filtermaterial. Dessa filtermaterial beskrivs i avsnitt 1.3.1.



Anläggningen har ett dimensionerande flöde på 160 m³/dygn. De två markbäddarna har en area på 400 m² vardera och ett djup på ca 1 meter. Bäddarna har tätats i botten och på sidorna med en plastduk. Spridarsystemet består av åtta spridarrör (så kallade bläckfiskarmar) hos respektive bädd, se figur 1.2. Bäddarna är placerade uppströms en å och utloppen leds direkt ner i ån. Sörfjärden har stor andel säsongsboende. Detta ger stor variation i hur många personer som belastar anläggningen över året, med högre belastning över sommaren samt belastningstoppar över midsommar och ibland även över påsk, se figur 1.3. Under perioder med låg belastning blir avloppsvattnet utspädd av dricksvatten för att få tillräcklig omsättning i ledningssystemet.

De två markbäddarna beskickas växelvis i syfte att uppnå jämn belastning. Beskickningen har skett i pulser genom pumpningar. Varannan pumpning har gått till naturgrusbädden och varannan till bergkrossbädden. Under 2017 och 2018 har det uppskattningsvis skett mellan 5 och 12 pumpningar per dygn under lågsäsong och mellan 20 och 30 pumpningar per dygn under högsäsong. Det har alltså varit minst ett par pumpningar per bädd och dygn under lågsäsong. Under lågsäsong var flödet i reningsverket 20–25 m³/dygn (varav ca 10–11 m³/dygn var dricksvatten). Under högsäsongen 2018 var flödet mellan 50–80 m³/dygn (utan dricksvattenspolning). Belastningen har aldrig varit så hög att en vattenspegel har bildats över hela bädden. Däremot har det i samband med beskickning ibland bildats pölar under spridarrören som sedan sjunkit undan.

Figur 1.1

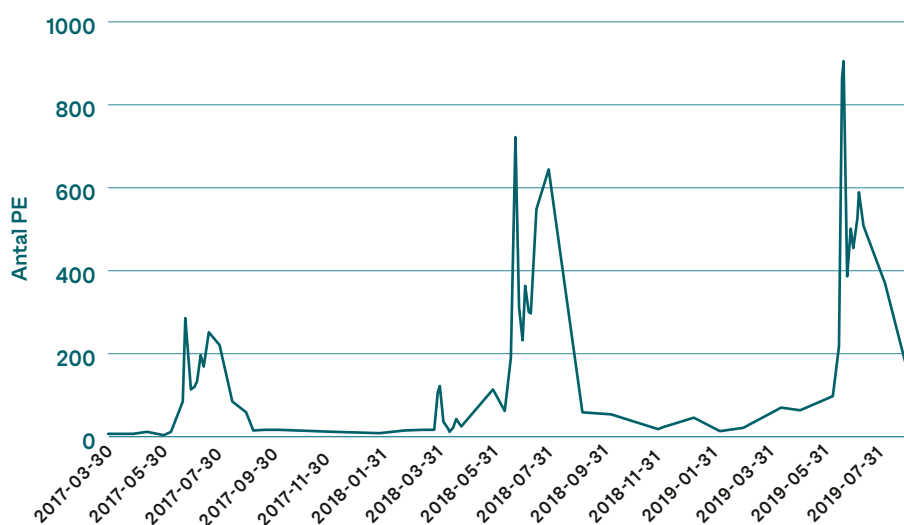
Processbeskrivning av avloppsanläggningen i Sörfjärden.

Viss växtlighet bildas på bäddarna över tid och bäddytan rensas 1–2 gånger per år. Inga skillnader i växtlighet har noterats mellan de två bäddarna. Bäddytan har inte skummats av under provtagningsperioden.



Figur 1.2

Avloppsvattnet sprids till varje bädd med hjälp av spridarrör (så kallade bläckfiskarmar). Foto: Erik Norin, MSVA.



Figur 1.3

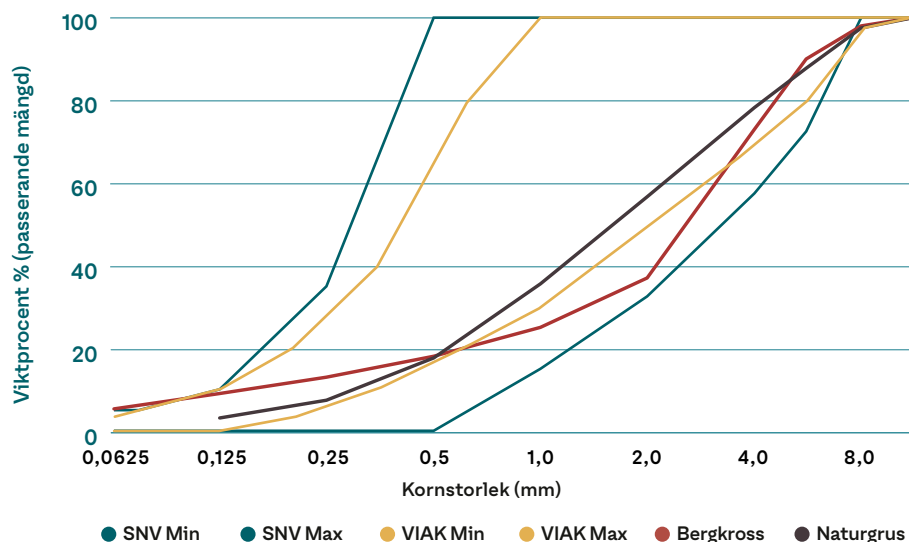
Belastning i Sörfjärden i PE under projektets mätperiod. Belastningen har beräknats genom att dividera uppmätt belastning BOD₇ med belastning BOD₇ per person (70 g/pe, d).

Spillvattennätet till Sörfjärdens ARV utgörs till största delen av LTA-system vilket innebär att endast väldigt små mängder ovidkommande vatten belastar systemet. Till följd av detta är inkommande vatten koncentrerat och halterna kan ligga 4–5 ggr högre än i normalt avloppsvatten.

I slutet av juni 2018 upptäcktes att en av de två ventilerna till bäddarna inte tätade helt när den var stängd. Detta innebar att bergkrossbädden under en begränsad period fick högre flöde än naturgrusbädden (uppskattningsvis 75 % av det totala flödet). Hur länge snedbelastningen hade pågått är oklart. Problemet åtgärdades 27 juni 2018.

1.3.1 Filtermaterial i anläggningen i Sörfjärden

Det bergkross som valdes ut till anläggningen i Sörfjärden har tagits fram genom sortering och blandning under dialog med bergmaterialproducenten. Bergkrossets kornkurva låg innanför rekommenderade gränsvärden enligt Naturvårdsverket (1991) men delvis utanför VIAK:s rekommenderade gränsvärden, se figur 1.4. Detta kan jämföras med naturgruset som låg innanför rekommenderade gränsvärden enligt Naturvårdsverket (1991) men nära maximumgränsen. Enligt mätningar i förstudien hade såväl naturgruset som bergkrossen ett LTAR-värde på 50–150 l/(m²×dygn). Mer om rekommenderade kornstorleksgränser och LTAR-värden finns att läsa i avsnitt 2.3.



Figur 1.4

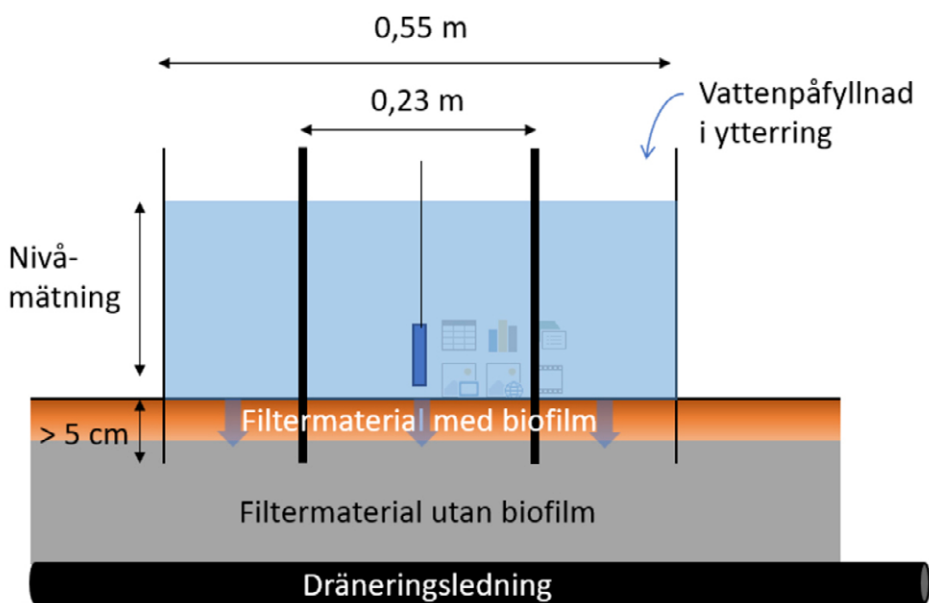
Kornstorleksfördelning hos det bergkross och naturgrus som valdes ut som filtermaterial till de två markbäddarna i Sörfjärden i relation till rekommenderade gränser enligt Naturvårdsverket 1991 (blågröna linjer) och VIAK (gula linjer).

1.4 Genomförande

Projektet har genomförts från december 2016 till april 2020 genom provtagning och analys av kemiska och mikrobiologiska ämnen, vattengenomsläpplighetsmätningar och litteraturstudie.

1.4.1 Fältmätning av vattengenomsläpplighet

Infiltrationsförsök genomfördes av Sweco i fyra kampanjer under perioden 2017-11-03 till 2019-06-26 med hjälp av en dubbelringsinfiltrimeter. Försöket utformades utifrån SS-EN ISO 22282-5:2012. Mätutrustningen bestod av två ringar och en tryckmätare. Den inre ringen hade en diameter på 0,23 m och den yttre hade en diameter på 0,55 m. Nivåmätningen i den inre ringen utfördes med en tryckmätare med en noggrannhet motsvarande 1 cm. Vid varje försök installerades ringarna minst 5 cm ner i filterbädden. Försöksupställningen illustreras i figur 1.5 och bild från fältförsöken visas i figur 1.6.



Figur 1.5

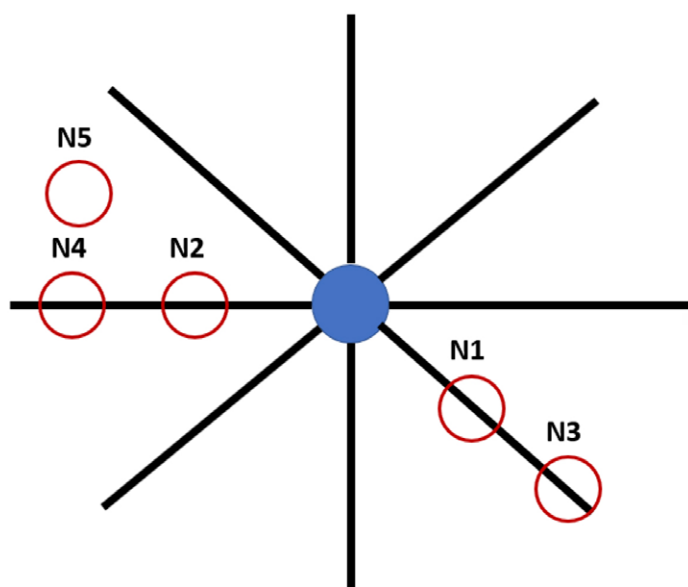
Illustration över försöksuppställning med dubbelringsinfiltrometer, tvärsektion.



Figur 1.6

Bild över försöksuppställning inklusive vattenkannor för påfyllning av vatten i ytterring.

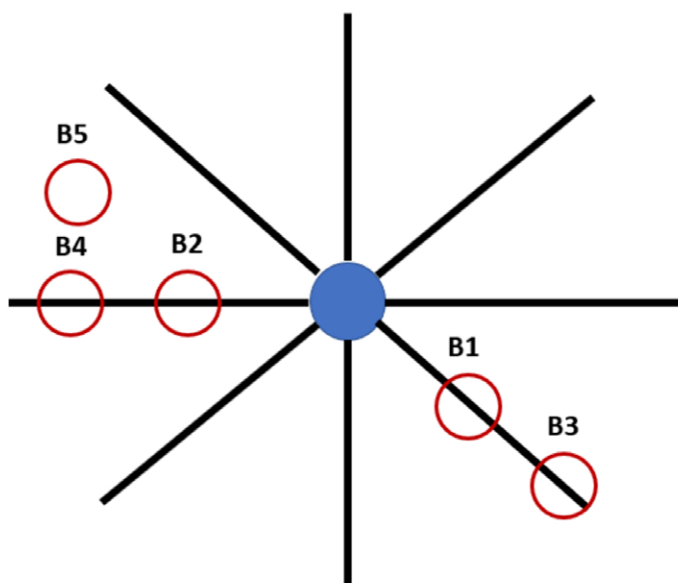
Infiltrationsförsöken genomfördes vid åtta platsbesök. Antalet mätpunkter utökades under försöksperiodens gång. Mätpunkternas placering illustreras i figur 1.7 och figur 1.8, tidpunkt för respektive mättillfälle visas i tabell 1.1.



Figur 1.7

Mätpunkter på markbädden med naturgrus, tagna 4 respektive 7 meter från fördelningsbrunnen.

Reningsverksplacering



Figur 1.8

Mätpunkter på markbädden med bergkross, tagna 4 respektive 7 meter från fördelningsbrunnen.

Reningsverksplacering

	2017 november	2018 maj-juni	2018 november	2019 maj-juni
N1	x	x	x	x
B1	x	x	x	x
N2		x		x
B2		x	x	x
N3		x	x	x
B3		x	x	x
N4			x	x
B4			x	x
N5		x		x
B5		x		x

Tabell 1.1

Försökstillfällen för respektive punkt.

Bilder på markbäddarna från maj 2019 visas i figur 1.9 och figur 1.10, bilder på respektive markbädd under hela försöksperioden visas i Bilaga C. När bilderna studeras är det bra att ha i åtanke att rensning av bäddarna har skett 1–2 gånger per år. I vissa fall kan rensning ha påbörjats i den ena bädden men inte i den andra när bilderna har tagits. Några generella skillnader i växlighet mellan de två bäddarna har inte noterats.



Figur 1.9

Bild på markbädden med naturgrus tagen i maj 2019.



Figur 1.10

Bild på markbädden med bergkross tagen i maj 2019.

Ett antal infiltrationsförsök genomfördes vid varje mätpunkt vid respektive försökstillfälle. Alla försöken genomfördes enligt följande sekvens:

- Infiltrationsringar och tryckmätare installerades
- Inner- och ytterringarna fylldes med vatten
- Ytterringen fylldes på med vatten efterhand så att nivån motsvarade nivån i innerringen
- När vattnet i innerringen hade infiltrerat helt i filterbädden var försöket klart.

Mellan fyra och nio infiltrationsförsök genomfördes i varje punkt vid varje tillfälle. Då inledande försök visade att infiltrationshastigheten stabiliserade sig relativt väl efter fyra till fem upprepningar utfördes de flesta mätningarna med detta antal upprepningar i respektive punkt. I Bilaga B beskrivs hur den hydrauliska konduktiviteten har beräknats. En sammanställning över beräknad mättad hydraulisk konduktivitet för de utvärderade mätningarna i samtliga mätpunkter redovisas i Bilaga A.

1.4.2 Provtagning

Provtagning genomfördes från april 2017 till september 2019 vid tre provtagningspunkter: efter kemisk rening (och innan markbädd) samt efter respektive markbädd. Provtagningen utfördes dels genom "ordinarie provtagning" som skedde 12 gånger per år, ca en gång per månad, dels genom fyra provtagningskampanjer. Under den ordinarie provtagningen analyserades BOD₇, COD, suspenderad substans, totalkväve, totalfosfor och fosfatfosfor, se Bilaga D. Från och med juli 2018 analyserades även ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve ca en gång per månad¹ förutom i november och december 2018. Från april 2017 till september 2019 togs även 25 bakterieprov. Bakterieproven analyserades med avseende på *Escherichia coli*, *Intestinala enterokocker* och *Koliforma bakterier*.

Under provtagningskampanjerna utfördes tätare provtagning runt belastningstoppar i Sörfjärden under fyra veckor där prov togs 1–2 gånger per vecka, se tabell 1.2.

¹ 13 juni 2018 analyserades ammonium och nitrat, men inte nitrit.

Datum	Provtagningsstillfälle	Ämnen som provtogs
Provtagningskampanj 1, midsommar 2017 (7 prov)		
21/6	Onsdag, referens	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Fe, pH, bakt
26/6	Måndag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Fe, pH
30/6	Fredag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Fe, pH, bakt
4/7	Tisdag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Fe, pH
7/7	Fredag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Fe, pH, bakt
11/7	Tisdag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Fe, pH
14/7	Fredag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Fe, pH, bakt
Provtagningskampanj 2, påsk 2018 (8 prov)		
27/3	Tisdag, referens	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Al, pH, bakt
31/3	Lördag, Påskafton	BOD, COD, Tot-N
2/4	Måndag, Annandag påsk	BOD, COD, Tot-N
6/4	Fredag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Al, pH, bakt
10/4	Tisdag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Al, pH, bakt
13/4	Fredag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Al, pH, bakt
17/4	Tisdag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Al, pH, bakt
20/4	Fredag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Al, pH, bakt
Provtagningskampanj 3, midsommar 2018 (8 prov)		
20/6	Onsdag, referens	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Al, pH, bakt
23/6	Lördag, Midsommardag	BOD, COD, Tot-N
25/6	Måndag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Al, pH, bakt
29/6	Fredag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Al, pH, bakt
3/7	Tisdag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Al, pH, bakt
6/7	Fredag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Al, pH, bakt
10/7	Tisdag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Al, pH, bakt
12/7	Fredag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, PO4-P, SS, Al, pH, bakt
Provtagningskampanj 4, midsommar 2019 (8 prov)		
19/6	Onsdag, referens	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, NH4-N, NO3-N, NO2-N, SS, Al, pH, bakt
22/6	Lördag, Midsommardag	BOD, COD, Tot-N, NH4-N, NO3-N, NO2-N
24/6	Måndag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, NH4-N, NO3-N, NO2-N, SS, Al, pH, bakt
28/6	Fredag	BOD, COD, Tot-N, NH4-N, NO3-N, NO2-N, SS, Al, pH, bakt
2/7	Tisdag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, NH4-N, NO3-N, NO2-N, SS, Al, pH, bakt
5/7	Fredag	BOD, COD, Tot-N, NH4-N, NO3-N, NO2-N, SS, Al, pH, bakt
9/7	Tisdag	BOD, COD, Tot-P, Tot-N, NH4-N, NO3-N, NO2-N, SS, Al, pH, bakt
11/7	Torsdag	BOD, COD, Tot-N, NH4-N, NO3-N, NO2-N, SS, Al, pH, bakt

Tabell 1.2

Beskrivning av provtagningskampanjerna – när prov togs och vilka ämnen som ingick.

1.4.3 Beräkning av reduktion och utsläppsmängder

Med hjälp av halter och flöde på inkommande vatten till markbäddarna och halter på utgående vatten från de två markbäddarna har reduktion över markbäddarna samt inkommande och utgående mängder beräknats. Haltreduktion har beräknats genom att jämföra halter in och ut till en markbädd vid ett visst provtagningsdatum. Inkommande och utgående mängder till och från markbäddarna under en viss period har beräknats genom att dela in perioden i delperioder, beräkna mängder under varje delperiod och sedan summera alla delperioder. Delperioderna har utgjorts av en månad i de fall där endast (en) ordinarie provtagning har utförts under månaden. Om en månad även har innehållit en provtagningskampanj så har månaden delats in i fler delperioder. Mängden under varje delperiod har beräknats genom att beräkna mängd per dag med hjälp av mätdata och multiplicera med antal dagar i delperioden. Mängd per dag har beräknats genom att multiplicera uppmätt halt vid ett visst provtagningsstillfälle med flödet under det dygn då prov har tagits. Mängdreduktion har beräknats genom att jämföra beräknade inkommande mängder till en markbädd under en viss period med beräknad utgående mängd hos markbädden under samma period. Ekvationer finns i Bilaga E.

2 Litteraturstudie

Detta avsnitt beskriver vilka egenskaper ett lämpligt filtermaterial bör ha och hur egenskaperna skiljer sig åt för olika typer av material. Avsnittet sammanfattar även kunskap om reningsresultat hos markbaserade anläggningar och hur dessa skiljer sig åt mellan bergkross och naturgrus.

2.1 Behov av ersättningsmaterial till naturgrus

Naturgrus, det vill säga naturligt sorterade jordarter², har sedan tidigare oftast använts som filtermaterial. Naturgrus är dock en ändlig resurs. De isälvsavlagringar där naturgruset utvinns är viktiga för dricksvattenförsörjningen. Det är därför relevant att försöka hitta ersättningsmaterial till naturgrus inom de användningsområden där det är möjligt (Göransson, 2015). I vissa områden i Sverige råder också stor brist på naturgrus, som till exempel västra Götaland, ostkusten från Oskarshamn till Norrtälje och södra delen av Västernorrlands län (Göransson, 2015). Bergkross, det vill säga berg som krossats till ett granulärt material, är ett exempel på material som kan ersätta naturgrus inom vissa användningsområden. För användning till exempelvis järnvägar, banvallar och halkbekämpning finns idag lämpliga ersättningsmaterial av bergkross tillgängliga (Göransson, 2015). Tidigare studier tyder på att bergkross skulle kunna ersätta naturgrus som filtermaterial vid avloppsvattenrening. Dock finns frågor som behöver utredas kring tillgång på bergkrossmaterial med rätt egenskaper och hur detta ska kvalitetssäkras (Ulinder m.fl., 2019).

2.2 Vilka egenskaper bör ett filtermaterial ha?

Filtermaterial reducerar föroreningar genom biologiska, kemiska och fysikaliska processer. En viktig faktor för att alla dessa processer ska fungera tillfredsställande är att materialet har en lagom stor vattengenomsläpplighet. En för hög vattengenomsläpplighet kan leda till att uppehållstiden blir för kort för att reningsprocesserna ska hinna verka i tillräcklig omfattning. En för låg vattengenomsläpplighet kan leda till att avloppsvatten bräddas från infiltrationsytan, eller att syrebrist uppstår i bäddmaterialet. Vattengenomsläpplighetens storlek påverkas till stor del av storlek och fördelning av filtermaterialets porer.

Andra faktorer som påverkar filtermaterialets egenskaper är kornens kemiska egenskaper, vittringsbenägenhet och pH samt total tillgänglig yta hos materialet. Den totala tillgängliga ytan kan till exempel påverkas av jordkornens storlek och form. Kornens kemiska egenskaper kan exempelvis påverka möjligheten till fosforinbindning, se avsnitt 2.6.2. Viss kemisk sammansättning kan leda till ökad risk för läckage av skadliga ämnen som till exempel svavel, arsenik, bly och kadmium. Mer information om detta finns i informationsbladet ”Rekommendationer för bergkross som filtermaterial i markbäddar”³ (Elmefors m.fl., 2016 b).

² Naturgrus är ett samlingsnamn som inte bara innefattar naturligt sorterat grus (kornstorlek 2–63 mm) utan även andra kornstorlekar som t.ex. sand (0,063–2 mm).

³ En rekommendation om utlakning av ämnen finns på sid 8 i informationsbladet (Elmefors m.fl. 2016). Bakgrund finns på sid 29–32.

2.2.1 Hydraulisk konduktivitet

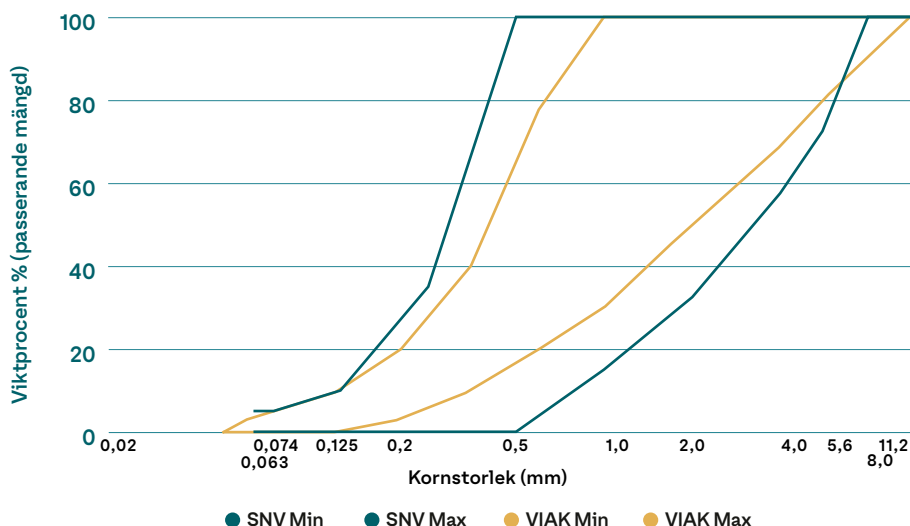
Ett filtermaterials vattengenomsläpplighet kan bedömas på olika sätt. Hydraulisk konduktivitet är ett mått på hur mycket vatten ett filtermaterial kan släppa igenom per tidsenhet. Den hydrauliska konduktiviteten påverkas av hur själva materialet ser ut, det vill säga formen och storleken på kornen, och hur det inverkar på hålrummens (porernas) storlek och fördelning. Vattenhalten hos materialet har också betydelse. Så länge inte alla porer (i praktiken, nästan alla) är fyllda med vatten råder omättade förhållanden. Under omättade förhållanden varierar den hydrauliska konduktiviteten och blir större ju större andel av materialet porer som är fyllda med vatten (Naturvårdsverket, 1985; Domenico & Schwartz, 1998). När nästan alla porer är fyllda med vatten, når den hydrauliska konduktiviteten sitt högsta värde vilket kallas mättad hydraulisk konduktivitet (Domenico & Schwartz, 1998). Vid mätning av vattengenomsläpplighet eftersträvar man ofta att fastställa materialets mättade hydrauliska konduktivitet. Den mättade hydrauliska konduktiviteten är ett bra referensvärde för jämförelser mellan olika material.

2.2.2 Infiltrationskapacitet

Infiltrationskapacitet är ett annat mått på vattengenomsläpplighet som beskriver det maximala flöde som kan infiltrera genom ett materials yta, mätt som volym per tidsenhet och ytenhet (Naturvårdsverket, 1985). När filtermaterial belastas med avloppsvatten minskar porstorleken närmast infiltrationsytan med tiden på grund av igenslamning och mikrobiologisk påväxt. Detta leder till att infiltrationskapaciteten minskar. Så småningom uppnås dock ett jämviktstillstånd där infiltrationskapaciteten är förhållandevis konstant. När jämvikt nås har infiltrationskapaciteten vanligtvis minskat 10–1 000 gånger beroende på filtermaterialets egenskaper (Naturvårdsverket, 1985).

2.3 Bedömning av filtermaterials hydrauliska egenskaper

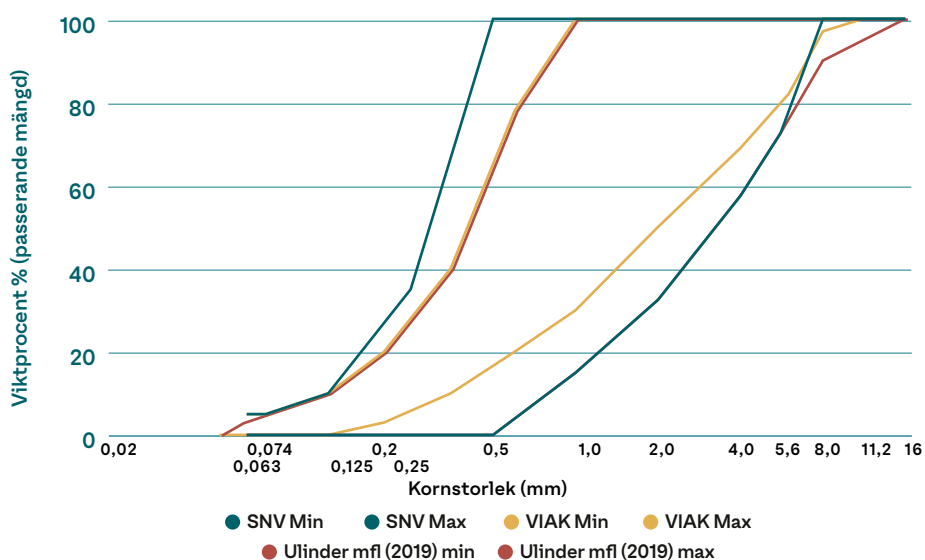
Enligt rekommendationer i Naturvårdsverket (1991) bör filtermaterial i markbäddar uppfylla vissa kornstorleksgränser, se figur 2.1. Dessa rekommenderade kornstorleksgränser har tagits fram baserat på empiriska studier av markbaserade anläggningar. Att kornstorleksfördelning användes för bedömning av material beror på att det fanns många väglaboratorier som kunde mäta kornstorleksfördelning vid den tid då riktlinjerna togs fram (Elmefors m.fl. 2016 a). Kornstorleksfördelning ansågs därför vara en lättillgänglig och kvalitetssäkrad metod för att bedöma ett materials filteregenskaper. VIAK (numera Sweco) har tagit fram egna rekommenderade gränser för filtermaterial till större markbäddar som är snävare än Naturvårdsverkets gränser (Johansson, 2004). I Ulinder m.fl. (2019) diskuterades förslag till uppdateringar av kornstorleksgränser för filtermaterial, vilka i princip går ut på att VIAK:s minimumgräns och Naturvårdsverkets maximumgräns används samt att en högre andel överkorn, i detta fall korn över 8 mm, tillåts, se figur 2.2.



Figur 2.1

Rekommenderade kornstorleksgränser för markbäddssand för små avloppsanläggningar enligt Naturvårdsverket 1991 (blå-gröna linjer) och rekommenderade gränser för markbäddssand för större öppna avloppsanläggningar enligt VIAK (gula linjer).

Ett annat sätt att bedöma filtermaterialets lämplighet för ändamålet är att mäta hydraulisk konduktivitet eller infiltrationskapacitet i laboratorium eller i fält. I Ulinder m.fl. (2019) rekommenderas att filtermaterial i första hand testas genom att mäta kornstorleksfördelning. Om materialet ligger utanför kornstorleksgränserna kan man testa att mäta hydraulisk konduktivitet istället. Ett problem är dock att det saknas kvalitetssäkrade metoder för mätning av hydraulisk konduktivitet kopplat till bedömning av långsiktig hydraulisk konduktivitet vid belastning med avloppsvatten (Ulinder m.fl., 2019). Dessutom skulle rekommenderade gränsvärden behöva ses över (Ulinder m.fl., 2019).



Figur 2.2

Nya rekommenderade kornstorleksgränser för markbäddssand för filtermaterial i markbäddar och förstärkningsmaterial vid infiltration (Ulinder m.fl., 2019) i jämförelse med rekommenderade kornstorleksgränser för markbäddssand för små avloppsanläggningar enligt Naturvårdsverket 1991 (blå-gröna linjer) och rekommenderade gränser för markbäddssand för kommunala avloppsanläggningar enligt VIAK, numera Sweco (gula linjer linjer).

2.3.1 Mätning av hydraulisk konduktivitet och infiltrationskapacitet

Mätning av hydraulisk konduktivitet och infiltrationskapacitet kan ske genom laboratorietest eller test i fält. En fördel med laboratorietest är att det är lättare att kontrollera faktorer som påverkar utfallet av testet, till exempel att vattenmättade förhållanden uppnås i materialet. En fördel vid test i fält är att de tar hänsyn till platsspecifika förutsättningar

som till exempel packningsgrad. Fälttester sker också ofta på en större mängd material än test i laboratorium vilket ökar chanserna att provet blir representativt för det filtermaterial som man vill undersöka. Här ska dock nämnas att det oavsett metod alltid finns viss risk att provet inte blir representativt, särskilt om materialet är heterogent⁴.

Standardiserade metoder finns för laboratoriemätning, exempelvis enligt ASTM-C1701/C1701M-09, och mätning i fält, exempelvis SS-EN ISO 22282-5. Dessa gäller dock mätning med rent vatten. Det saknas dock tydliga riktlinjer för hur resultat från mätningar med rent vatten förhåller sig till långsiktig infiltrationskapacitet vid belastning med avloppsvatten. I den tekniska rapporten CEN/TR 12566-2 finns dock ett antal metoder beskrivna som är kopplade till uppskattning av LTAR som är ett mått på långsiktig vattengenomsläpplighet, det vill säga den vattengenomsläpplighet som uppnås när materialet har belastats med avloppsvatten till att infiltrationskapaciteten nått ett konstant värde. Ett exempel på sådan metod finns beskriven i avsnitt C.2.2 i CEN/TR 12566-2 och går ut på att hydraulisk konduktivitet mäts hos materialprov via rör med 40 mm diameter. Denna metod bedöms vara relativt vanligt förekommande när filtermaterial väljs till markbäddar för små avlopp. Efter att hydraulisk konduktivitet mätts används sedan ett empiriskt samband för att bedöma materialets långsiktiga vattengenomsläpplighet. Denna typ av empiriska samband finns även beskrivet i Laak (1986). Det finns också testkit för bedömning av LTAR ute på marknaden. Ett problem med de empiriska samband mellan hydraulisk konduktivitet och LTAR som finns beskrivna i dessa källor är att de ger något olika resultat. Dessutom saknas till stor del bakgrund till hur sambanden togs fram och under vilka förhållanden de gäller. Rekommendationen för LTAR idag ligger på 50–150 l/(m²×dygn) enligt testkit som finns ute på marknaden. Enligt Ulinder m.fl. (2019) finns det dock anledning att se över dessa gränser, 30–75 l/(m²×dygn) skulle kanske vara en mer lämplig gräns.

2.3.1.1 Metoder för fältmätningar

Vid fältmätning finns olika tänkbara metoder. Mätning i provgrop är en metod som finns beskriven i CEN/TR 12566-2. Metoden ger också möjlighet till bedömning av LTAR. Det kan dock vara svårt att uppnå vattenmättade förhållanden med metoden (Griggs, 2001). Van de Graaff & Alexander (2008) anser att mätning i provgrop inte är tillräckligt vetenskapligt och avråder från användning av metoden. Ett annat exempel på mätmetod för infiltrationskapacitet är mätning med dubbelringsinfiltrrometer. Dubbelringsinfiltrrometermetoden går ut på att två cylindrar med olika diameter drivs ner i marken⁵. Cylindrarna fylls med vatten och mätning sker i den inre cylindern. Syftet med den yttre ringen är att ge vattenmättnad runt den lilla ringen för att minska påverkan av horisontellt flöde från den lilla ringen. Metoden kan utföras både med konstant och sjunkande vattenyta, vilket finns beskrivet i SS-EN 22282-5.

2.4 Skillnader mellan naturgrus och bergkross

Det finns vissa skillnader mellan naturgrus och bergkross som kan påverka materialens filteregenskaper. Bergkross har oftare en större variation på kornstorleksfördelning och kornform än naturgrus vilket beror på skillnader i bergartsinnehåll och krossteknik (Lagerblad m.fl., 2011). Förutom den större variationen hos bergkross finns även generella skillnader på kornform och kornstorleksfördelning. Vad gäller kornform är naturgruskornen oftast rundare medan bergkrosskornen kan beskrivas som mer flisiga.

4 Med heterogent material menas här att egenskaper som kornstorleksfördelning varierar i olika delar av materialet.

5 Enligt SS-EN ISO 22282-5:2012 ska den inre cylindern ha en diameter på minst 200 mm. Den yttre cylindern ska ha en diameter som är minst dubbelt så stor som den inre cylinderns diameter.

Flisigare korn anses generellt leda till att materialet får högre porositet vid lös packning jämför med runda korn. Om materialet packas hårt ger flisigare korn däremot snarare upphov till lägre porositet (Lagerblad m.fl., 2011).

Naturgrusfraktioner på 0–8 mm kan ofta uppfylla rekommendationerna för filtermaterial. Bland de bergkrossmaterial som finns direkt tillgängliga i bergmaterialproducenternas sortiment finns bland annat kategorierna stenmjöl och makadam (NCC, 2020; Jehander, 2020). Stenmjöl utgörs av finkorniga fraktioner som 0–4 mm eller 0–8 mm medan makadam är fraktioner med en övre och en nedre gräns, till exempel 2–4 mm eller 2–8 mm. Vid jämförelse av en stenmjöl 0–8 mm och ett naturgrus 0–8 mm har stenmjölet ofta lägre vattengenomsläpplighet. Detta kan bero på att stenmjöl ofta har en större andel av de allra finaste kornen än naturgrus, så kallat filler, med kornstorlek <0,063 mm. Makadam av storleken 2–4 mm, 2–8 mm och liknande har istället ofta för hög vattengenomsläpplighet för att passa som filtermaterial. I Ulinder m.fl. (2019) presenterades följande slutsatser för att kunna få fram lämpligt filtermaterial av bergkross:

1. De flesta material som kommer direkt ur sortimentet verkar inte passa som filtermaterial. Det finns dock undantag bland stenmjölmaterial.
2. Sortering och blandning av material är en billigare metod än tvättning för att modifiera material. Beroende på ursprungsmaterial och möjliga sorteringar kommer vissa täkter fortfarande ha svårt att ta fram material som ligger inom gränserna med denna teknik. Det är också svårt att få jämn kvalitet på materialet med metoden.
3. Tvättning är en effektiv metod för att få bort finmaterial under 0,063 mm. Investeringskostnaderna är dock stor för klasseringsutrustning, våtsiktning och vindsiktning och endast ett fåtal täkter har sådan utrustning idag. Behovsvolymerna för markbäddsmaterial är för små för att täkterna skulle göra investeringar enbart på grund av det användningsområdet.
4. En möjlighet för att göra det rimligare att modifiera material skulle kunna vara samproduktion med andra användningsområden. Betongballast lyftes bland annat fram som ett alternativ att undersöka.
5. Höga krav på modifiering och kvalitetssäkring av filtermaterial kan föra med sig negativa sidor i form av långa transporter och därmed höga kostnader och utsläpp.
6. Parallellt med utvecklingsbehoven inom modifiering och kvalitetssäkring är det intressant att se över om markbäddar kan designas på ett annat sätt och på så sätt passa för den typ av bergkrossmaterial som idag finns i täckernas sortiment.

För såväl bergkross som naturgrus finns det anledning av att känna till om materialet har en kemisk sammansättning som kan leda till ökad risk för läckage av skadliga ämnen som till exempel svavel, arsenik, bly och kadmium. Mer information om detta finns i informationsbladet ”Rekommendationer för bergkross som filtermaterial i markbäddar”⁶ (Elmefors m.fl., 2016 b).

2.5 Provtagning och gränsvärden

I NFS1 2016:6 finns krav på provtagning för avloppsanläggningar över 200 pe och utsläppskrav för anläggningar över 2 000 pe. Markbaserade anläggningar som markbäddar och infiltrationsanläggningar omfattas dock inte av kontroll enligt föreskrifterna. I dagsläget har få tillsynsmyndigheter krav på provtagning av utgående halter från markbäddar. Vid intervju med sju VA-organisationer med markbaserade anläggningar uppger dock alla att någon form av provtagning utförs (Ulinder & Englund, 2020). Parametrar som BOD, COD, totalfosfor och totalkväve provtas, och i vissa fall även suspenderad substans och smittämnen.

⁶ En rekommendation om utlakning av ämnen finns på sid 8 i informationsbladet (Elmefors m.fl., 2016). Bakgrund finns på sid 29–32.

Enligt en enkätstudie av Palmér Rivera (2006) är de vanligaste kraven bland markbäddar 15 mg/l i utgående halt BOD och 0,5 mg/l totalfosfor. Anläggningen i Sörfjärden har i sitt prövotidstillstånd (2016–2020) provisoriska villkor med begränsningsvärden på 30 mg/l i utgående halt och 300 kg i utgående årsmängd för BOD7 och 1 mg/l i utgående halt och 15 kg i utgående årsmängd för totalfosfor. Här är det värt att nämna att Sörfjärden ARV har koncentrerat inkommande vatten, se avsnitt 1.3, och hög reningsgrad (över 90 % under högsäsong), vilket gör det motiverat att tillåta höga utgående halter i villkoren.

Vid mätning och bedömning av smittämnen används ofta indikatororganismer som *E. coli* och *Intestinala enterokocker*. Idag finns inga krav på reduktion av smittämnen för avloppsanläggningar. För att kunna sätta mätvärden i relation till något kan man jämföra med gränsvärden för nulägesbedömning av EU-bad enligt Havs- och vattenmyndigheten (2016), se tabell 2.1.

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

2.6 Reduktion i markbäddar

Studier tyder på att BOD-reningen är hög och stabil i såväl bergkross som naturgrus. Reduktionen av smittämnen kan ha längre uppstartstid hos bergkross jämfört med naturgrus men god reduktion verkar nås så småningom även hos bergkross. Däremot finns det indikationer på att fosforreningen kan fungera sämre hos bergkross än hos naturgrus.

2.6.1 Organiska ämnen och suspenderad substans

Reduktionen av löst organiskt material sker främst genom förgasning och adsorption, följt av biologisk nedbrytning medan avskiljningen av partikulärt material främst sker genom fysisk fastläggning och biologisk nedbrytning (Siegrist m.fl., 2000). Tidigare studier tyder på att markbäddar har en hög och stabil avskiljning av organiskt material förutsatt att anläggningen byggs och underhålls på rätt sätt.

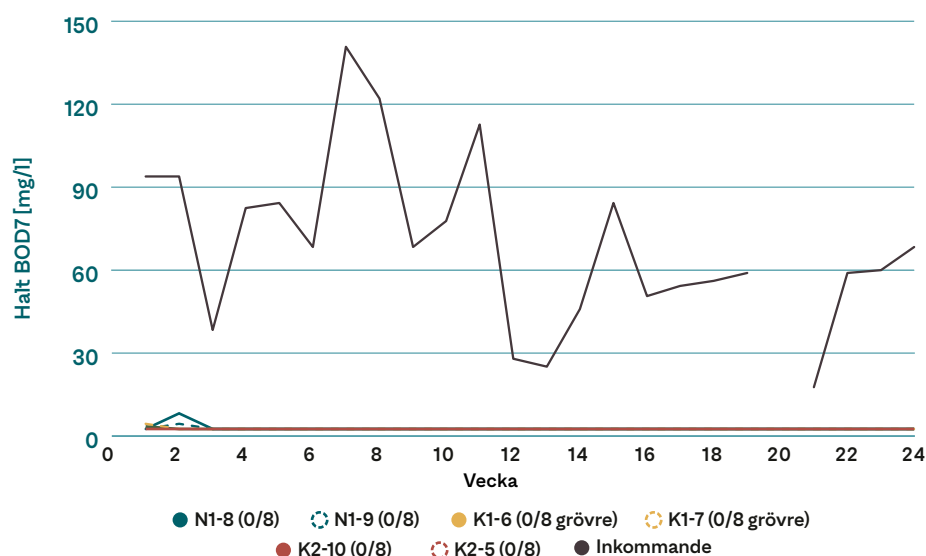
Avskiljningen av suspenderad substans i förbehandlingssteg med mekanisk och kemisk rening ligger på 80–90 % enligt Naturvårdsverket (1991). Avskiljningen för täckta markbäddar anses ligga på 85–99 % för BOD (Naturvårdsverket, 1991; Palm m.fl., 2002), 80–95 % för COD (Naturvårdsverket, 1991; Nilsson & Englov, 1979) och 85–99 % för suspenderad substans (Naturvårdsverket, 1991). Enligt Nilsson (1990) påverkas BOD-reduktionen av hydraulisk belastning. En belastning på 60–90 l/(m² och dygn) gav enligt studien en nästan fullständig reduktion av BOD, en belastning på 100–150 l/(m² och dygn) gav en reduktion på ca 80 % och en belastning på 200 l/(m² och dygn) gav en reduktion på ca 50 % (Nilsson, 1990). Enligt Nilsson (1990) påverkas avskiljningen av löst BOD mer av hydraulisk belastning än vad avskiljningen av partikulärt BOD gör. Även föroreningshalten anses påverka reningsfunktionen. För täckta markbäddar rekommenderas att dimensioneringen ska baseras på föroreningsbelastning per ytenhet om belastningen är större än 6–12 g BOD7/(m² och dygn), 2–5 g SS/(m² och dygn) eller 10–20 g COD/(m² och dygn).

Öppna markbäddar dimensioneras ofta med en högre belastning än täckta (Norin m.fl., 2005). Enligt Norin m.fl. (2005) ligger denna belastning ofta nära riktlinjer för infiltrationsdammar enligt Naturvårdsverket (1991). 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 %.

Tabell 2.1

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).

I en kolonnstudie av Elmefors & Ljung (2013) jämförs reduktion i bergkross och naturgrus. Studien tyder på att reduktionen i regel ligger över 90 % för såväl naturgrus som bergkross. Under försöket var reningsgraden över 90% med undantag för två mättillfällen där reduktionen låg på över 84 % respektive över 89 %. Vid dessa två tillfällen, vecka 13 och 21, var dock inkommande halter ovanligt låga, se figur 2.3. Utgående halter låg under 10 mg/l vid samtliga mättillfällen och under 3 mg/l vid de flesta mättillfällen för både bergkross och naturgrus. Låga utgående halter nåddes redan efter en vecka.



Figur 2.3

Inkommande och utgående halt av BOD7 i ett kolonnförsök med bergkross och naturgrus (Elmefors & Ljung, 2013). N1-8 och N1-9 är kolonner fyllda med samma naturgrus. K2-10 och K2-5 är på motsvarande sätt två replikat fyllda med ett visst bergkross. Kolonnerna K1-6 och K1-7 är två replikat med samma typ av bergkross som K2-10 och K2-5, dock med en annan kornstorleksfördelning. Analysresultat som ligger under detektionsgränsen (<3 mg/l) redovisas som värdet för detektionsgränsen (gäller för samtliga värden som ligger på den räta linjen).

2.6.2 Fosfor

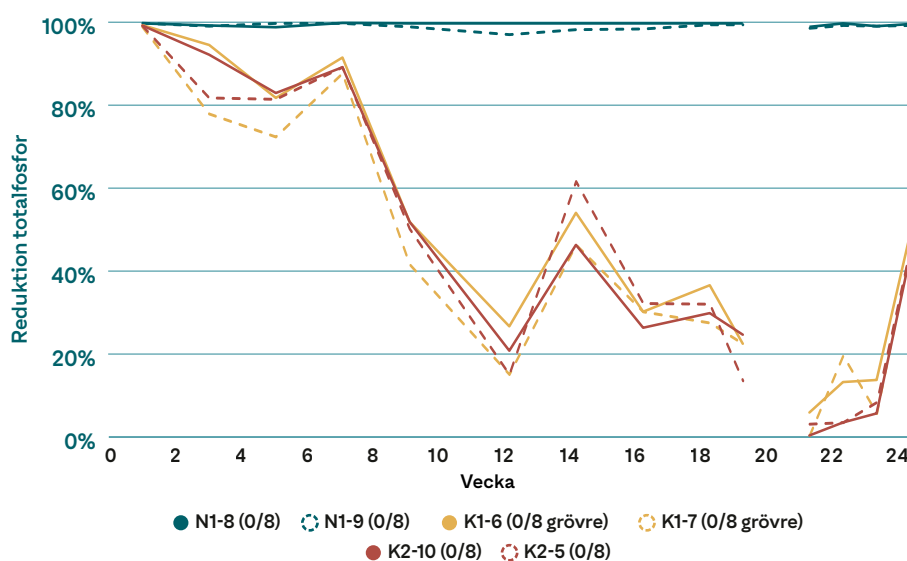
Enligt Naturvårdsverket (1991) ligger fosforreduktionen för täckta markbäddar på 25–50 %, men det finns forskningsresultat som tyder på allt ifrån 5–90 % avskiljning i filtermaterial under svenska förhållanden (Nilsson & Englov, 1979; Eveborn m.fl., 2009; Elmefors & Ljung, 2013). En studie av fem öppna filterbäddar visade att dessa hade en fosforreduktion på 25–75 % (Norin m.fl. 2005). Fastläggning av fosfor sker genom fysikaliska, kemiska och biologiska processer. Ett exempel på fysikalisk fastläggning är mekanisk filtrering av fosfor i partikulär form (Eveborn m.fl., 2009). Kemisk fastläggning anses ofta stå för största delen av fosforavskiljningen (Eveborn m.fl., 2009; Palm m.fl. 2002). Fastläggningen påverkas till stor del av markens pH och filtermateriallets kemiska egenskaper (Eveborn, 2013). Till skillnad från andra ämnen försämras reduktionen av fosfor med tiden. Enligt Naturvårdsverket (1991) rör det sig om en stor minskning med åldern, se tabell 2.2. Detta stärks även av en massbalansstudie av Eveborn m.fl. (2009) som kom fram till att 8 % av tillförd fosfor fastnade i en 16 år gammal markbädd. I en litteraturstudie från Palm m.fl. (2002) lyfts dock 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	10–20 %

Tabell 2.2

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

Kolonnstudien av Elmfors & Ljung (2013), se avsnitt 2.6.1, kom fram till att naturgrusets fosforreduktion under en 24 veckors mätperiod hade ett medianvärde på 99 % medan bergkrossmaterialens fosforreduktion hade medianvärde på 36–42 %. Reduktionen varierade också mycket för bergkrossmaterialen medan den var relativt konstant för naturgruset, se figur 2.4. Inkommande fosforhalt låg på 3–13 mg/l i försöket.



Figur 2.4

Reduktion av totalfosfor i ett kolonnförsök med bergkross och naturgrus (Elmfors & Ljung, 2013). N1-8 och N1-9 är kolonner fyllda med samma naturgrus. K2-10 och K2-5 är på motsvarande sätt två replikat fyllda med ett visst bergkross. Kolonnerna K1-6 och K1-7 är två replikat med samma typ av bergkross som K2-10 och K2-5, dock med en annan korntorleksfördelning.

2.6.3 Kväve

Reduktionen av kväve sker i tre steg. I det första steget, mineralisering, omvandlas organiskt bundet kväve till ammonium. I det andra steget, nitrifikationen, omvandlas ammonium till nitrat och i det tredje steget, denitrifikationen, omvandlas nitrat till kvävgas. Nitrifikationen kräver mycket syre medan denitrifikationen är en process som kräver syrefri miljö och tillgång till kolkälla. Kvävereduktionen ligger enligt Naturvårdsverket (1991) på 20–40 %, men det finns forskningsresultat som tyder på allt ifrån 0–50 % avskiljning i filtermaterial under svenska förhållanden. Kolonnstudier av Nilsson (1990) visade 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. Studier av reduktion av kväve hos bergkross har inte hittats inom litteraturstudien. Dock utfördes laktest av kväve av ett naturgrus och åtta bergkrossmaterial⁷ i Elmfors m.fl. (2016 b). Laktestet visade på större kvävemängd i två av bergkrossmaterialen jämfört med naturgruset och de andra sex krossmaterialen. Ökad kvävemängd hos vissa bergkrossmaterial skulle kunna bero på att kväve tillsätts vid sprängning och att olika sprängningsteknik används till krossning av berg.

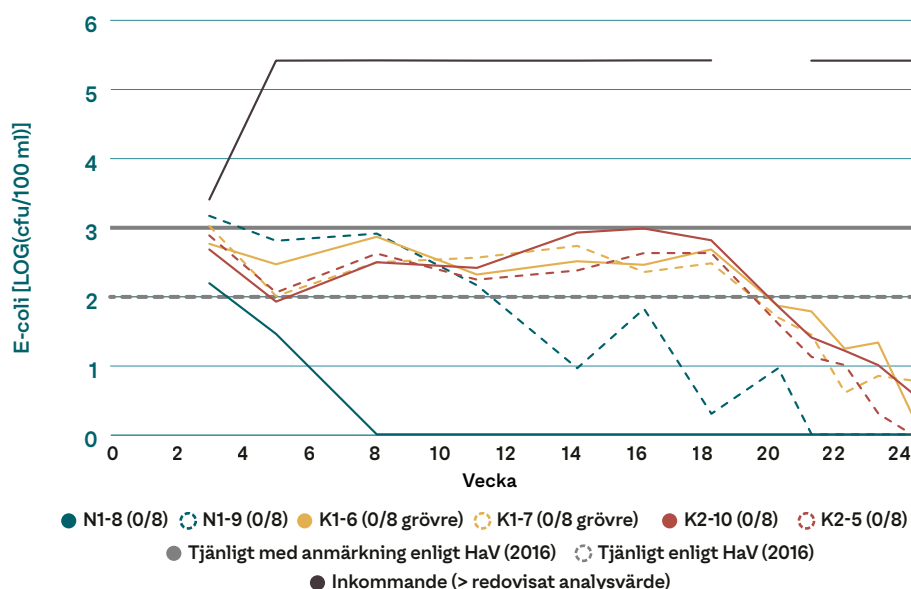
⁷ Fem olika typer av bergkrossmaterial varav tre av bergkrossmaterialen kom i två olika sorteringar.

2.6.4 Smittämnen

Reduktion av smittämnen i markbaserade anläggningar sker främst genom adsorption och fysikalisk fastläggning (Siegrist m.fl., 2000). Reduktionen anses vara som mest effektiv i översta lagren av filtermaterialet (Nilsson, 1990). Hela bäddmaterialets har dock betydelse för att reducera smittämnen. Enligt Naturvårdsverket (1991) ligger reduktionen av mikroorganismer på 95–99 % (1,3 log reduktion–2 log reduktion) för täckta markbäddar. Enligt Norin m.fl. (2005) uppnåddes normalt en reduktion på 99 % (2 log reduktion) av smittämnen i fem öppna filterbäddar.

E. coli är en vanlig indikatororganism för fekal förorening. Vissa smittämnen dock är mer tåliga än andra. För att få en bättre helhetsbild av smittämnesreduktionen kan det därför vara bra att komplettera med andra indikatororganismer som bättre representerar reduktionen av mer tåliga smittämnen. Ett exempel på sådana organismer är intestinala enterokocker. (Ottoson, 2013)

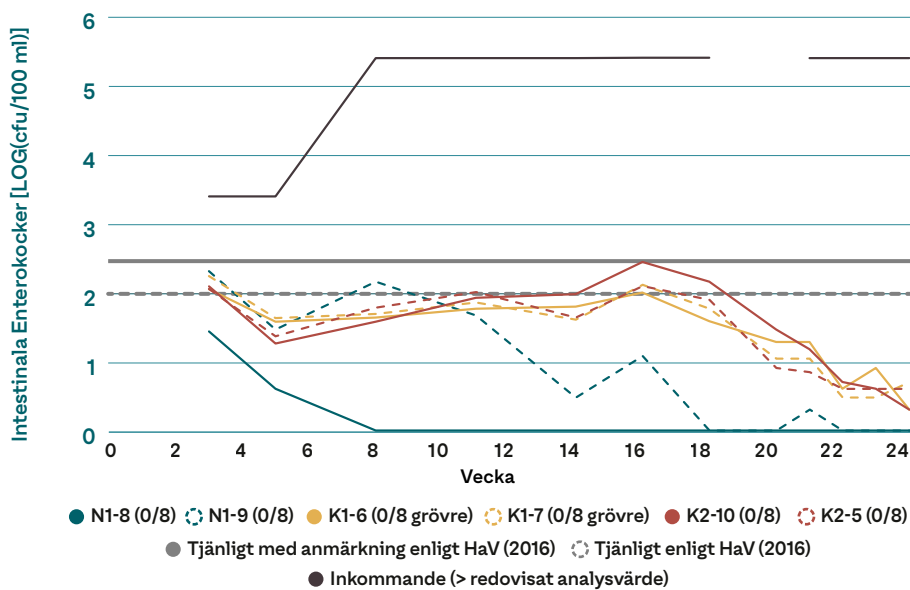
Kolonnstudien av Elmefors & Ljung (2013), se avsnitt 2.6.1, kom fram till att reduktionen av *E. coli* verkade gå emot höga och stabila nivåer för samtliga material. För såväl bergkross som naturgrus låg halterna av *E. coli* och Intestinala enterokocker under gränsen för bedömningen ”tjänligt med anmärkning” av enskilda prov för nulägesbedömning av EU-bad enligt Havs- och vattenmyndigheten (2016) från och med vecka 5, se figur 2.5 och figur 2.6. Reduktionen låg enligt detta över 99,5 % (2,3 log reduktion) för *E. coli* från och med vecka 5 och på 99,8 % (2,7 log reduktion) för Intestinala enterokocker från och med vecka 8⁸. Hos naturgrus uppnåddes tjänligt (utan anmärkning) för *E. coli* inom 5–14 veckor. För bergkrossmaterialet uppnåddes detta efter 20 veckor. Detta motsvarar en reduktion på över 99,95 % (3,3 log reduktion). För Intestinala enterokocker var mönstret liknande. För koliforma bakterier överskred reduktionen 99 % (2 log reduktion) från och med vecka 5 för samtliga material förutom för en av kolonnerna där ett avvikande högt värde förekom vecka 14, se figur 2.7. Naturgruskolonnerna ser ut att nå högre rening snabbare än bergkross.



Figur 2.5

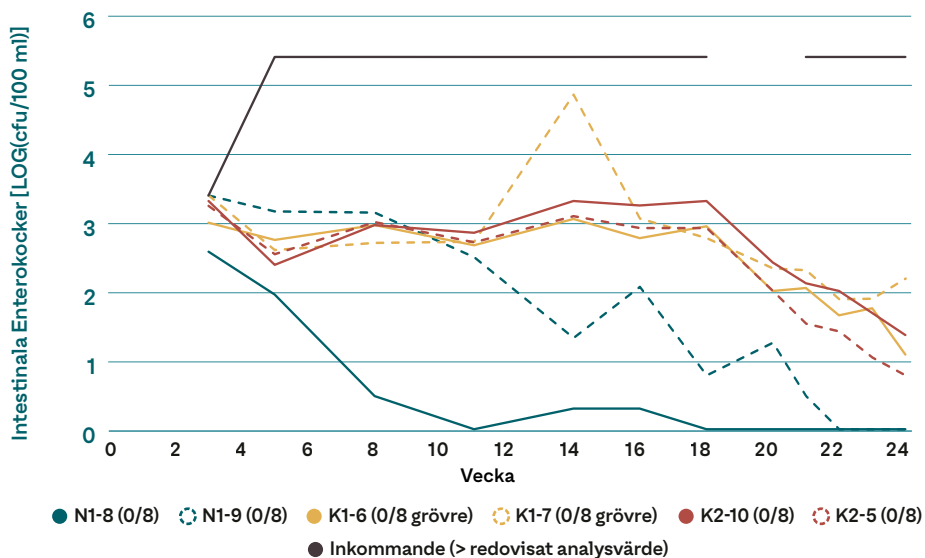
Halt *E. coli* i ett kolonn-försök med naturgrus och bergkross (Elmefors & Ljung, 2013). N1-8 och N1-9 är kolonner fyllda med samma naturgrus. K2-10 och K2-5 är på motsvarande sätt två replikat fyllda med ett visst bergkross. Kolonnerna K1-6 och K1-7 är två replikat med samma typ av bergkross som K2-10 och K2-5, dock med en annan kornstorleksfördelning.

8 Alla analysvärden hos inkommande vatten ligger över detektionsgränsen för *E. coli* och Intestinala enterokocker. Andra detektionsgränser användes vid mätningarna innan vecka 5 för *E. coli* och innan vecka 8 för Intestinala enterokocker.



Figur 2.6

Halt Intestinala enterokocker i ett kolonnförsök med naturgrus och bergkross (Elmefors & Ljung, 2013). N1-8 och N1-9 är kolonner fyllda med samma naturgrus. K2-10 och K2-5 är på motsvarande sätt två replikat fyllda med ett visst bergkross. Kolonnerna K1-6 och K1-7 är två replikat med samma typ av bergkross som K2-10 och K2-5, dock med en annan kornstorleksfördelning.



Figur 2.7

Halt koliforma bakterier i ett kolonnförsök med naturgrus och bergkross (Elmefors & Ljung, 2013). N1-8 och N1-9 är kolonner fyllda med samma naturgrus. K2-10 och K2-5 är på motsvarande sätt två replikat fyllda med ett visst bergkross. Kolonnerna K1-6 och K1-7 är två replikat med samma typ av bergkross som K2-10 och K2-5, dock med en annan kornstorleksfördelning.

3 Resultat

I detta avsnitt redovisas resultat från vattengenomsläpplighetsmätningar samt mätningar av utgående halter, mängder och reduktion för de två markbäddsmaterialen.

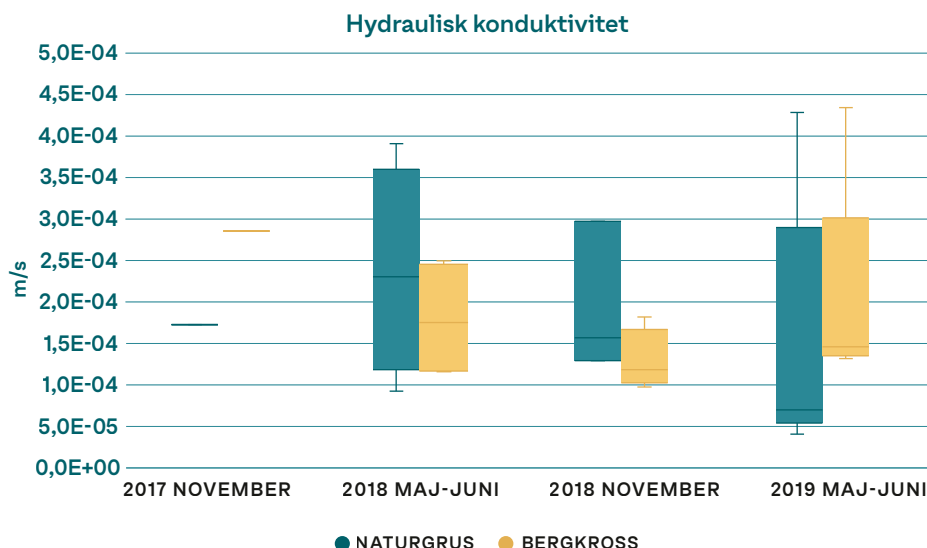
3.1 Vattengenomsläpplighetsmätningar

Utvärderad mättad hydraulisk konduktivitet vid sista mätningen för respektive infiltrationsförsök visas i tabell 3.1 och redovisas i diagram i figur 3.1 och 3.2. Uppmätt spann av mättad hydraulisk konduktivitet för respektive markbäddsmaterial redovisas i tabell 3.2.

Mättilfälle Försök	2017 november	2018 maj-juni	2018 november	2019 maj-juni
N1	$2 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$
B1	$3 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$
N2		$4 \cdot 10^{-4}$		$4 \cdot 10^{-5}$
B2		$2 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$
N3		$9 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-5}$
B3		$3 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$
N4			$3 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-5}$
B4			$2 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$
N5		$3 \cdot 10^{-4}$		$4 \cdot 10^{-4}$
B5		$1 \cdot 10^{-4}$		$4 \cdot 10^{-4}$

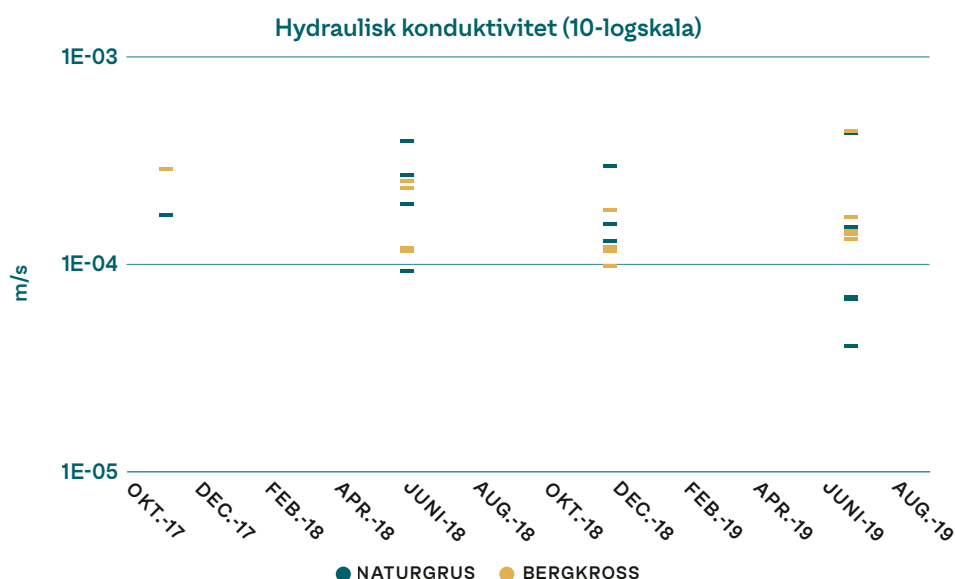
Tabell 3.1

Utvärderad mättad hydraulisk konduktivitet vid respektive mättilfälle



Figur 3.1

Boxplot över hydraulisk konduktivitet för markbädden av naturgrus respektive bergkross, streck i boxen avser medianvärde.



Figur 3.2

Beräknad hydraulisk konduktivitet i logaritmisk (10-log) skala för respektive mättillfälle och punkt för markbädden av naturgrus respektive bergkross.

	Enhet	november 2017 – juni 2019
Naturgrus	m/s	$4 \cdot 10^{-5}$ - $4 \cdot 10^{-4}$
Bergkross	m/s	$1 \cdot 10^{-4}$ - $4 \cdot 10^{-4}$

Tabell 3.2

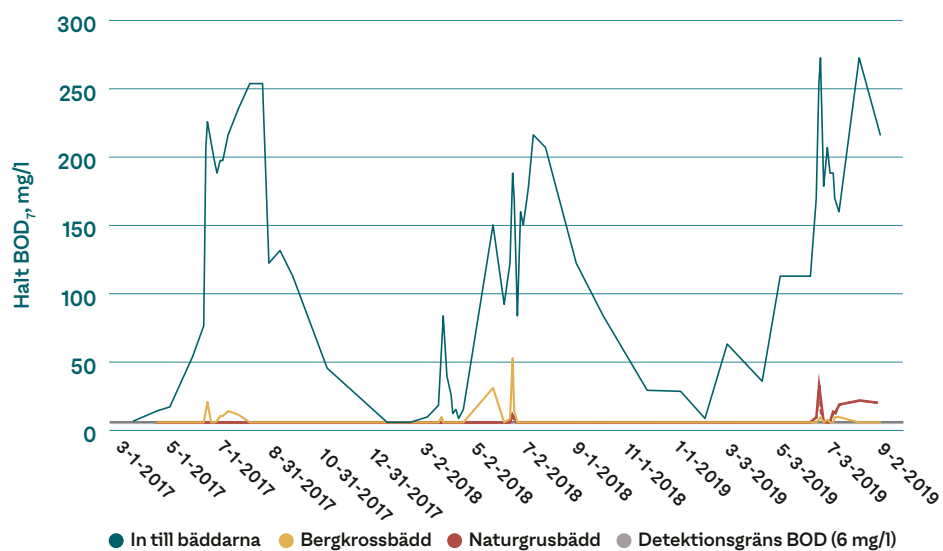
Intervall för utvärderad mättad hydraulisk konduktivitet för hela mätserien för respektive bädd.

3.2 Reningseffekt

I avsnittet redovisas resultat från mätning av kemiska ämnen och indikatororganismer för smittämnen hos naturgrusbädden och bergkrossbädden i Sörfjärden. Mätningar in till bäddarna har gjorts efter kemisk och fysikalisk rening, se avsnitt 1.4.2. Analysdata redovisas även i tabellform i Bilaga G och H.

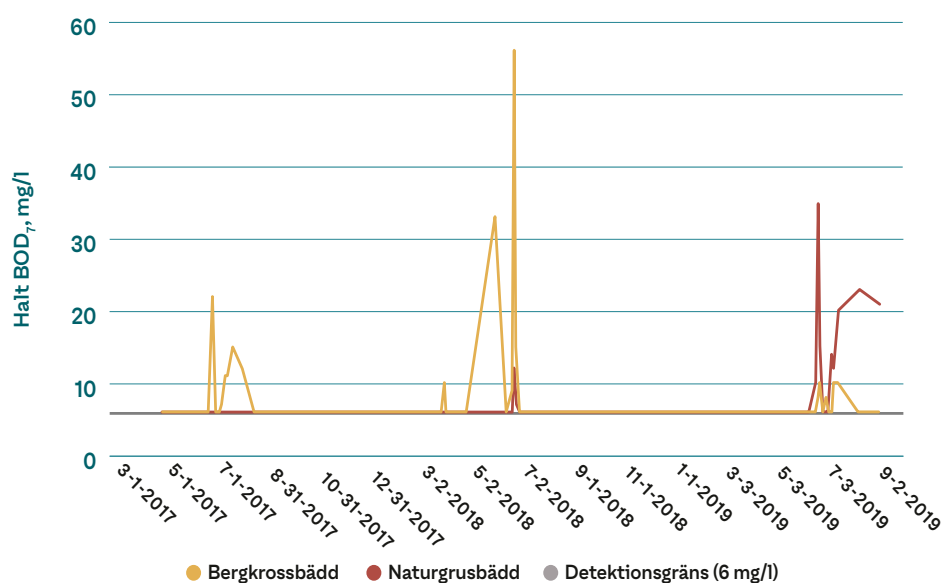
3.2.1 BOD och COD

BOD-halten hos det vatten som kommer in till markbäddarna var betydligt högre under sommar och högsäsong än resten av året, se figur 3.3. Allra lägst är halterna under vintern. Detta har att göra med att avloppsvattnet blir utspädd med dricksvatten under lågsäsong för att inte få för lång uppehållstid i ledningarna och problem med svavelväte. Utgående halt BOD₇ ligger i många fall under detektionsgränsen (6 mg/l) för både naturgrus och bergkross, se figur 3.4. De värden som ligger över detektionsgränsen förekommer framförallt under perioder med högre inkommande belastning till markbäddarna. Mätvärden på COD visar ungefär samma mönster, se figur 3.5 och figur 3.6. Vid projektets sista mätning, 2019-09-02, verkar utgående halt av BOD och COD sjunka långsammare i naturgrusbädden jämfört med tidigare år och jämfört med bergkrossbädden.



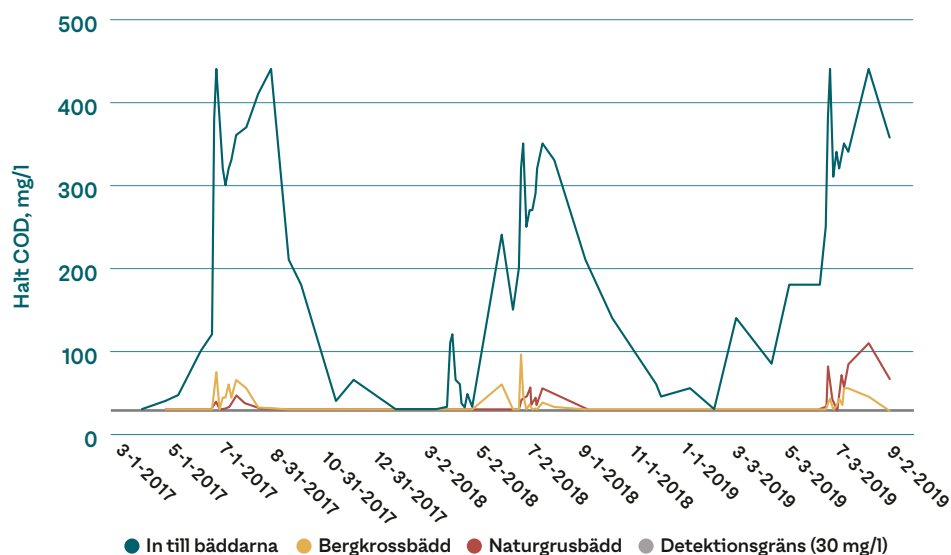
Figur 3.3

Uppmätta halter av BOD₇ in till markbäddarna samt ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.



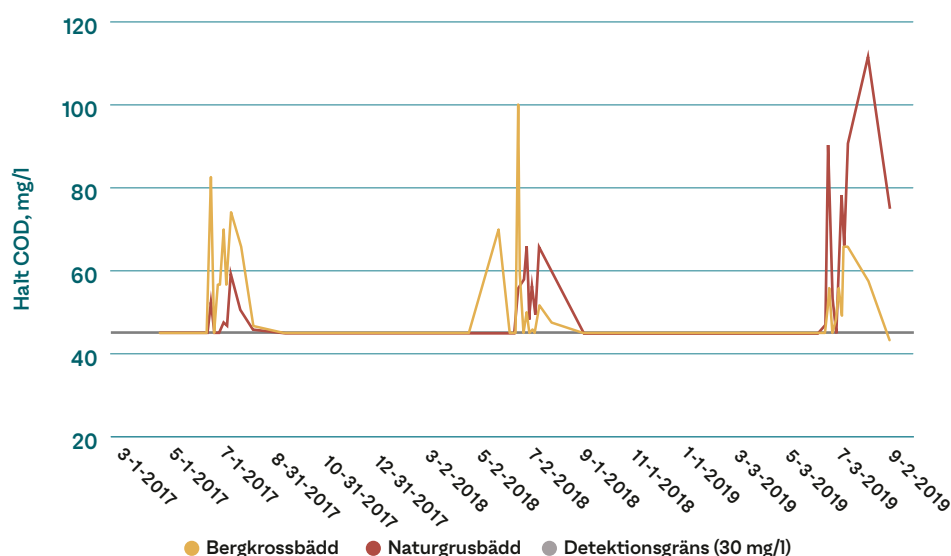
Figur 3.4

Uppmätta halter av BOD₇ ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.



Figur 3.5

Uppmätta halter av COD in till markbäddarna samt ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.



Figur 3.6

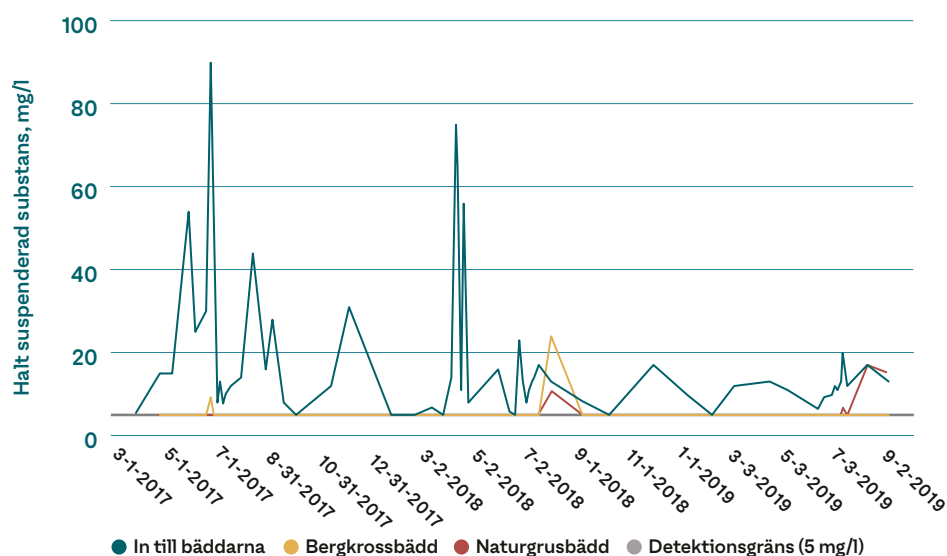
Uppmätta halter av COD ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.

I slutet juni 2018 upptäcktes det att bäddarna belastades ojämnt och att bergkrossbädden tog emot mer flöde än naturgrusbädden, se avsnitt 1.3. Felet åtgärdades 27 juni 2018. Innan detta datum är utgående halter högre hos bergkross än hos naturgrus. Efter detta datum har naturgrusbädden haft något högre utgående värden än bergkrossbädden, se figur 3.4 och figur 3.6. Eftersom många mätvärden ligger under detektionsgränsen (6 mg/l) är det svårt att fastställa medelreduktion genom att jämföra halter hos inkommande och utgående hos de två markbäddarna vid ett visst mättillfälle.

BOD-mängder har beräknats för att kunna få en uppskattning av mängdreduktion. Mängder har beräknats för perioden 2018-07-01–2019-09-30 för att kunna få ett rättvisande jämförelse mellan bergkrossbädden och naturgrusbädden. Enligt uppskattning av mängd under perioden gick 1 300 kg BOD7 in i varje markbädd, det vill säga totalt 2 600 kg kom ut efter mekanisk och kemisk rening i reningsverksbyggnaden. Reduktionen av denna mängd BOD7 uppskattades ligga på minst 93 % hos naturgrusbädden och minst 95 % hos bergkrossbädden. För COD låg uppskattad mängd in till varje bädd på 2 100 kg (totalt 4 200 kg). Reduktionen av mängd COD uppskattades till minst 79 % hos naturgrusbädden och minst 85 % hos bergkrossbädden.

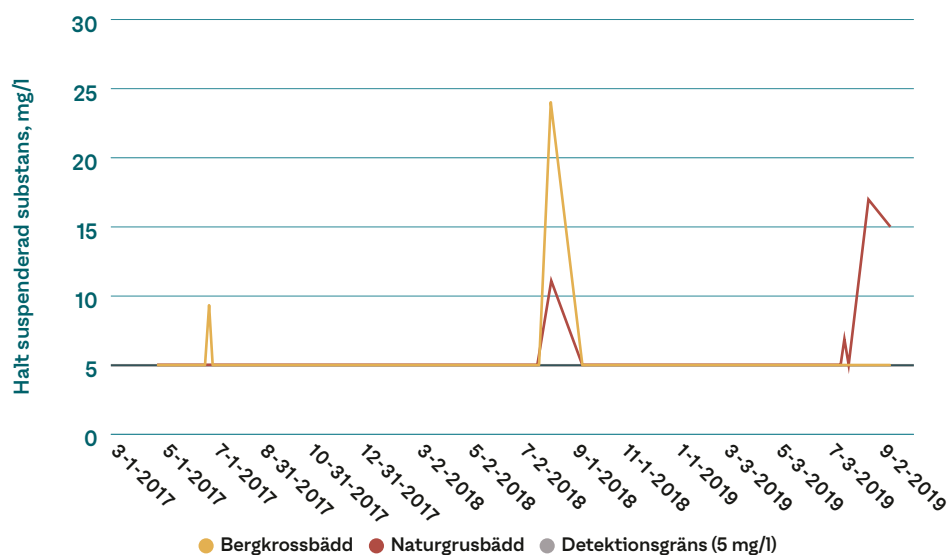
3.2.2 Suspenderad substans

Halten suspenderad substans in i markbäddarna kan variera en del, se figur 3.7. De högsta topparna nås under juni 2017 och april 2018. Utgående halter från markbäddarna ligger under detektionsgränsen (5 mg/l) i de flesta fall, se figur 3.8. Bland undantagen kan framförallt nämnas att halten suspenderad substans ligger över inkommande halt till bäddarna 2018-08-01 och att utgående halt från naturgrusbäddarna ligger på ungefär samma värde som inkommande halt till bäddarna 2019-08-09 och 2019-09-03. Att de flesta värden på utgående halter ligger under detektionsgränsen gör det svårt att avgöra reduktion av suspenderad substans i markbäddarna. Uppskattad mängd suspenderad substans in till markbäddarna ligger under på 110 kg per bädd under perioden 2018-07-01–2019-09-30. Reduktionen ligger på minst 42 % hos naturgrusbädden och minst 40 % hos bergkrossbädden.



Figur 3.7

Uppmätta halter av suspenderad substans in till markbäddarna samt ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.

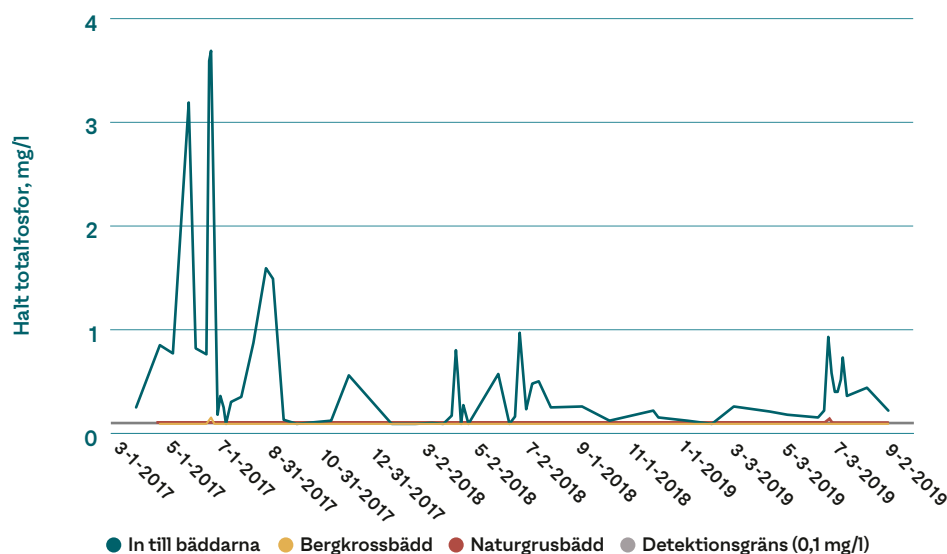


Figur 3.8

Uppmätta halter av suspenderad substans ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.

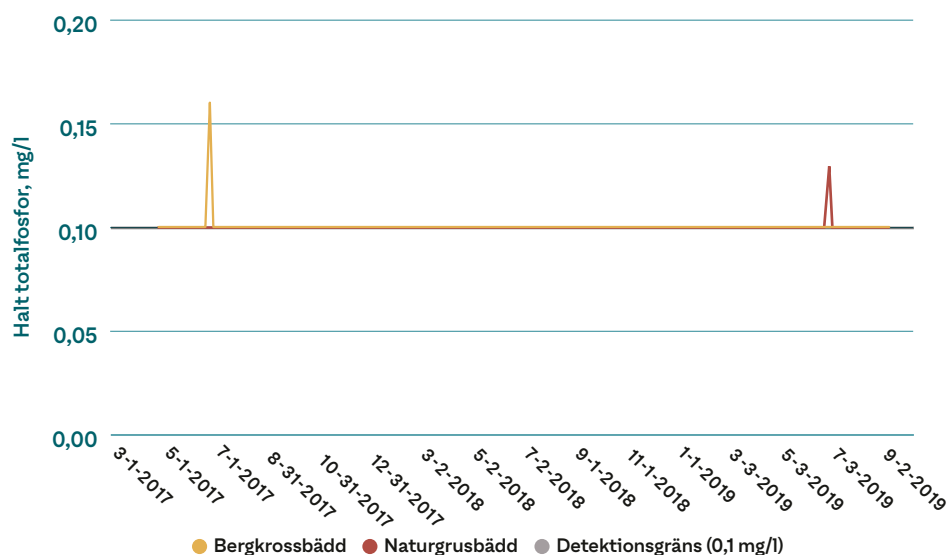
3.2.3 Fosfor

Halten totalfosfor in till bäddarna når sina högsta värden under maj–juni 2017 men är i regel under 1 mg/l, se figur 3.9. Mindre toppar förekommer under augusti–september 2017, december 2017 samt under påskkampanjen 2018 och sommarkampanjerna 2018 och 2019. Det kemiska reningssteget innan markbäddarna fungerar således bra men den låga belastningen på markbäddarna gör det svårt att utvärdera reningsfunktionen avseende fosfor. Utgående halter ligger i de flesta fall under detektionsgränsen (0,1 mg/l) för båda markbäddarna, se figur 3.10. Uppskattad mängd totalfosfor in till markbäddarna ligger under på 2,7 kg per bädd under perioden 2018-07-01–2019-09-30. Reduktionen ligger på minst 68 % hos både naturgrusbädden och bergkrossbädden.



Figur 3.9

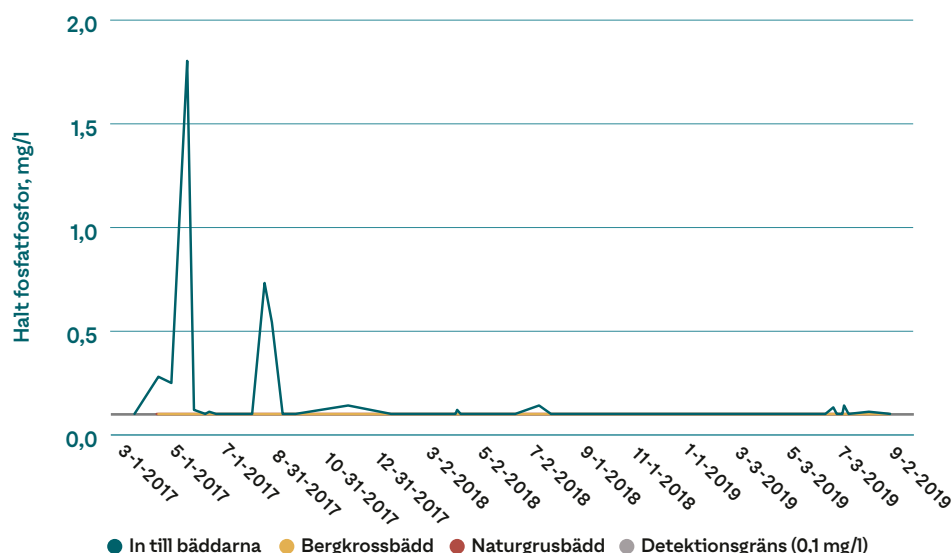
Uppmätta halter av totalfosfor in till markbäddarna samt ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.



Figur 3.10

Uppmätta halter av totalfosfor ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.

Fosfatfosforhalten in till markbäddarna är låg i de flesta fall och ligger oftast under detektionsgränsen (0,1 mg/l), se figur 3.11. Detta gör att det svårt att få någon bild av reduktionen av fosfatfosfor i markbädden. Vid jämförelse med totalfosfor under perioden 2018-07-15–2019-09-30⁹ uppskattades att totalt 4,9 kg totalfosfor gick in bäddarna och att högst 1,7 kg av detta utgjordes av fosfatfosfor. Detta innebär att högst 34 % av all fosfor in till markbäddarna fanns i löst form. Utgående fosfatfosforhalt från markbäddarna ligger under detektionsgränsen i samtliga fall.



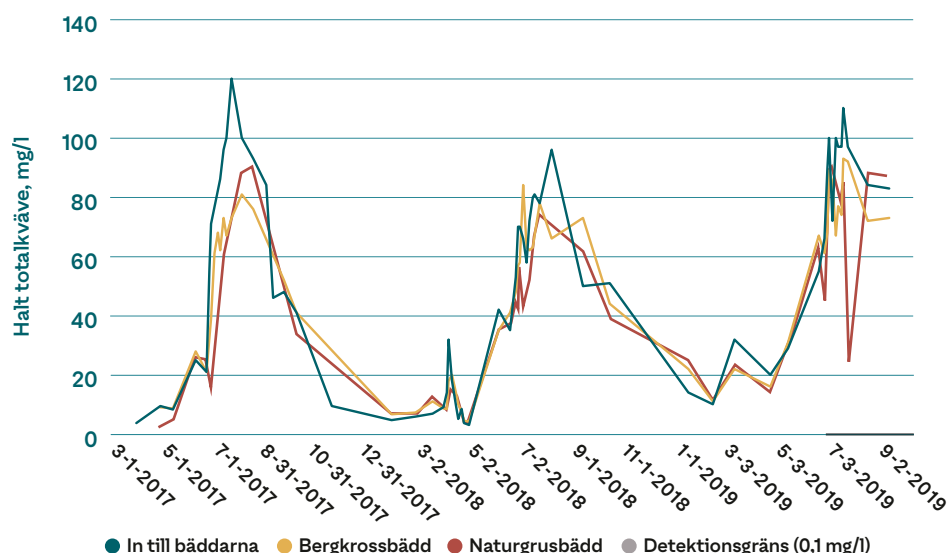
Figur 3.11

Uppmätta halter av fosfatfosfor in till markbäddarna samt ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden. Fosfatfosfor har mätts på filtrerade prov.

3.2.4 Kväve

Inkommande halter av totalkväve till markbäddarna varierade över året och nådde sina högsta värden i juli/augusti, se figur 3.12. Utgående halter låg oftast nära den inkommande halten och ser också relativt lika ut för naturgrus och bergkross. 2019-06-19 och 2019-07-16 är dock utgående halter betydligt lägre för naturgrus än för bergkross. Uppskattad mängd totalkväve in till markbäddarna ligger på 540 kg per bädd under perioden 2018-07-01–2019-09-30. Reduktionen ligger på 17 % hos naturgrusbädden och 11 % hos bergkrossbädden.

⁹ Mätningar på fosfatfosfor saknas för mätningarna 2018-07-03, 2018-07-06, 2018-07-10 och 2018-07-12. På grund av detta jämfördes mängderna för perioden 2018-07-18–2019-09-03 istället för perioden 2018-07-03–2019-09-03 som använts för mängdberäkning för övriga ämnen.

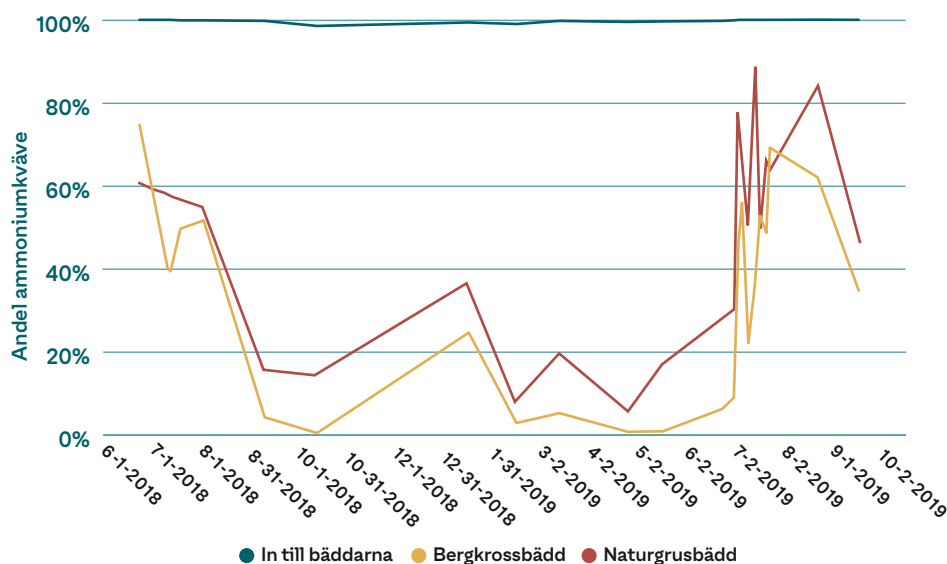


Figur 3.12

Uppmätta halter av totalkväve in till markbäddarna samt ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.

För att kunna göra en bedömning av nitrifikationen i markbädden beräknades hur stor andel ammoniumkvävet utgjorde av summan av ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve. In till markbädden verkade huvuddelen av summan av ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve utgöras av ammoniumkväve, se figur 3.13. Ut från markbädden är andelen nitritkväve och nitratkväve större. Andelen ammoniumkväve var lägre under höst, vinter och vår och högre under sommaren för båda materialen. Från Bilaga F framgår även att halten ammonium oftast är lite högre ut från naturgrusbädden än från bergkrossbädden medan halten nitratkväve ofta är högre ut från bergkrossbädden än från naturgrusbädden även om undantag förekommer. Den uppskattade totala mängden ammoniumkväve var 200 kg ut från naturgrusbädden och 140 kg ut från bergkrossbädden under perioden 2018-07-01–2019-09-30. Under samma period var mängden nitratkväve 170 kg ut från naturgrusbädden och 210 kg ut från bergkrossbädden.

Det ska dock nämnas att summan av halterna ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve inte alltid summerade till halterna av totalkväve. Analyslaboratoriet som användes uppgavs också ha haft problem med analys av ammoniumkväve under en period. Det finns därför anledning att tolka värden på ammonium, nitrit och nitrat med viss försiktighet.

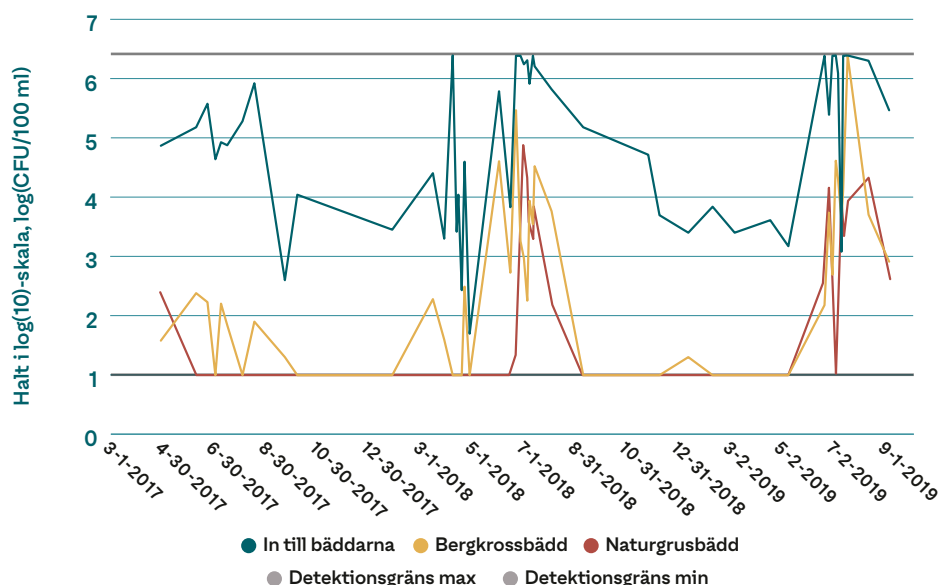


Figur 3.13

Andel ammoniumkväve av summan av ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve in till markbäddarna samt ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden. Observera att ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve började mätas först i juni 2018 vilket gör att provtagningsperioden blev kortare än för övriga ämnen.

3.2.5 Smittämnen

Halten *E. coli* ut från markbäddarna ligger vanligtvis en bit under inkommande halter till markbäddarna med något undantag, se figur 3.14. Efter att ventilerna justerades ligger reduktionen av *E. coli* över 99 % (2 log reduktion) för alla prov som tagits under vår, vinter eller höst. Över hälften av mättillfällena har en reduktion på över 99,8 % (2,7 log reduktion). Dessa värden gäller för både naturgrus och bergkross. Under sommaren förekommer några lägre värden på reduktion, runt 98 % (1,7 log reduktion) hos bergkross och ett värde på 94 % (1,2 log reduktion) för naturgrus. Dessutom förekommer ett varsitt värde där utgående halt *E. coli* är högre än inkommande halt för båda materialen.

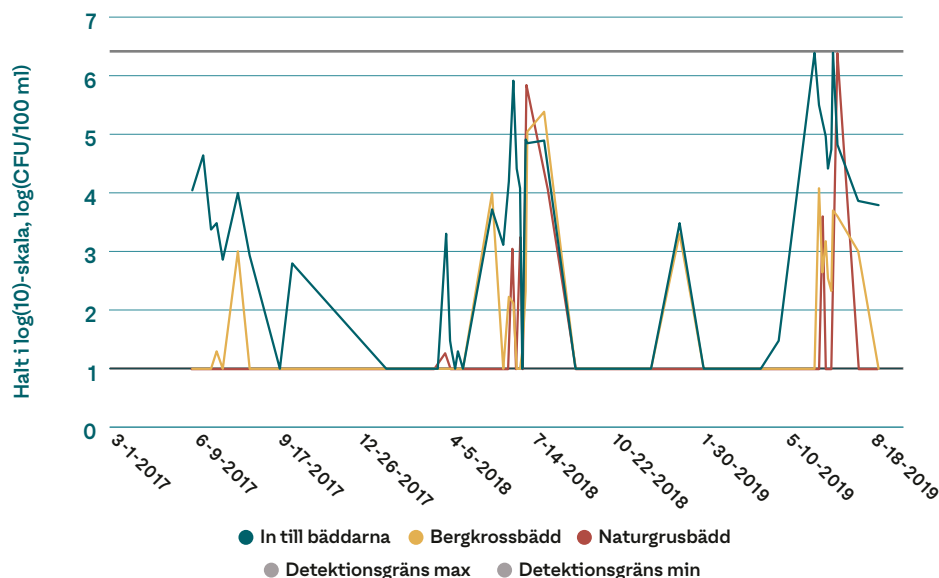


Figur 3.14

Halter *Escherichia coli* in till markbäddarna samt ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.

Inkommande halter *Intestinala enterokocker* varierar mycket och ligger i flera fall under detektionsgränsen, 10 CFU/100 ml, se figur 3.15. Under vår, vinter och höst efter att ventilerna justerades kan därför endast reduktionen beräknas vid tre tillfällen, för vilka reduktionen låg på 67–99,8 % (0,48 log reduktion–2,7 log reduktion) hos naturgrus

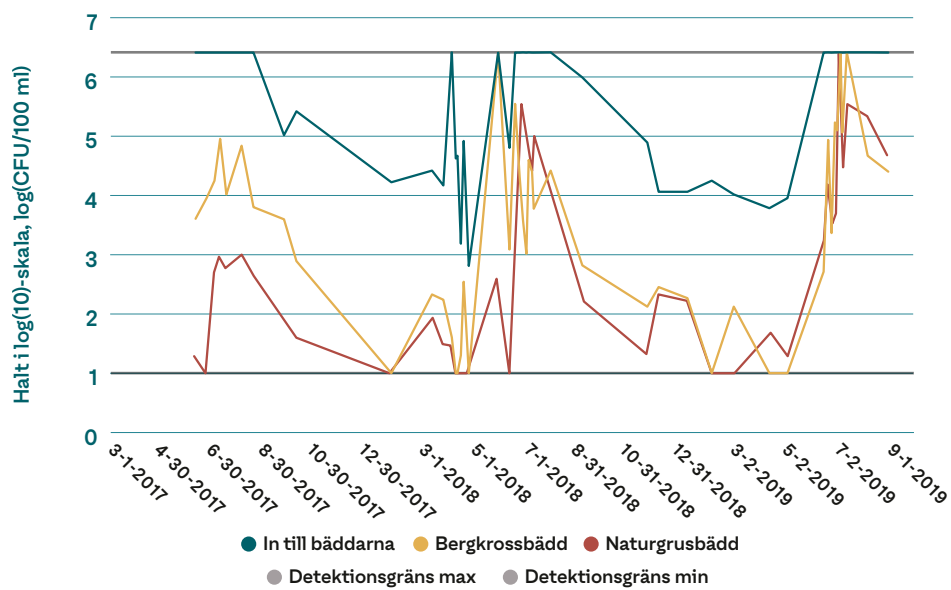
och 33–99,8 % (0,18 log reduktion–2,7 log reduktion) hos bergkross. Under sommaren 2019 låg inkommande halter högre. Bortsett från ett avvikande värde för naturgrus så är reduktionen generellt sett högre hos naturgrus.



Figur 3.15

Halter Intestinala enterokocker in till markbäddarna samt ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.

Halten koliforma bakterier i inkommande vatten ligger vanligtvis en bit över halterna i utgående vatten se figur 3.16. Innan ventilerna justerades var utgående halter hos naturgrus tydligt lägre än hos bergkross. Efter att ventilerna stängdes blev skillnaden mindre tydlig. Efter att ventilerna justerades ligger reduktionen av *E. coli* under vår, vinter eller höst på över 98 % (1,7 log reduktion) hos naturgrus och över 97 % (1,5 log reduktion) hos bergkross. Över hälften av mätillfällena har en reduktion på över 99,98 % (3,7 log reduktion) hos naturgrus och över 99,94 % (3,2 log reduktion) hos bergkross. Sommaren 2019 ligger inkommande halter över detektionsgränsen (2 400 000 CFU/100 ml) för samtliga mätningar. Det är därför svårt att jämföra reduktion, men kan konstateras att utgående halter höjs betydligt under sommarperioden.



Figur 3.16

Halter Koliforma bakterier in till markbäddarna samt ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.

4 Diskussion

Mätningarna i Sörfjärden verkar inte tyda på några stora skillnader mellan bergkross och naturgrus. Vissa skillnader finns dock.

4.1 Vattengenomsläpplighet

Den mättade hydrauliska konduktiviteten har efter mätningar i Sörfjärden ARV utvärderats till mellan $4 \cdot 10^{-5}$ m/s och $4 \cdot 10^{-4}$ m/s för naturgrusbädden och mellan $1 \cdot 10^{-4}$ m/s och $4 \cdot 10^{-4}$ m/s för bergkrossbädden. Det finns viss antydning till minskad hydraulisk konduktivitet med tiden, men denna tendens är svag och generellt har ingen betydande minskning uppstått. Skillnaderna mellan mätpunkter hos varje material verkar vara större än skillnaderna mellan materialen och över tid. Skillnaden mellan mätpunkterna hos varje material är dock inte större än vad som kan anses vara rimligt med tanke på mätmetod och skillnader i fördelning av material. Följande slutsatser kan dras:

1. Den hydrauliska konduktiviteten verkar förändras relativt lite över tid hos bäddarna i Sörfjärden.
2. Bergkrossmaterialet och naturgrusmaterialet i Sörfjärden beter sig relativt lika vad gäller hydraulisk konduktivitet.

Att den hydrauliska konduktiviteten förändras relativt lite över tid kan sättas i relation till förväntad minskad infiltrationskapacitet över tid hos täckta markbaserade anläggningar. Enligt Naturvårdsverket (1985) bedöms infiltrationskapaciteten hos konventionella markbaserade anläggningar minska 10–1000 gånger beroende på jordart vid belastning med avloppsvatten. Mer grovkorniga jordar är förknippade med högre igensättning än till exempel siltjordar¹⁰. Vid urval av material i Sörfjärden bedömdes båda bäddmaterialen nå upp till en långsiktig vattengenomsläpplighet, ett LTAR-värde på 50–150 l/(m² och dygn), vilket anses vara önskvärt för filtermaterial för markbäddar. Detta enligt mätning med rent vatten och empiriska samband om LTAR. Det finns dock flera anledningar till att det kan vara rimligt att bäddarna i Sörfjärden får mindre effekter av igenslamning och mikrobiologisk påväxt än vad som förväntas hos konventionella markbaserade anläggningar:

- Inkommande halter till Sörfjärden ARV är relativt låga under delar av året, vilket gör det rimligt att effekter av igenslamning och mikrobiologisk påväxt blir mindre. Enligt Naturvårdsverket (1991) ligger förväntade halter efter slamavskiljning på 70–300 mg/l BOD. Vid mekanisk-kemisk rening är de förväntade halterna 30–60 mg/l BOD. Förväntade minskningar i infiltrationskapacitet hos konventionella markbaserade anläggningar bygger sannolikt på förväntade halter efter slamavskiljning. I Sörfjärden sker kemisk-mekanisk rening vilket minskar inkommande halter. Dock bidrar en stor andel LTA-system i ledningsnätet till att vattnet bli mer koncentrerat. Under sommaren ligger BOD-halten ofta kring 150–300 mg/l enligt mätningarna, det vill säga relativt högt. Under de delar av året när den hydrauliska belastningen till Sörfjärden ARV är liten blir dock vattnet utspädd av dricksvatten. Detta bidrar till relativt låga halter under stora delar av året – flera BOD-halter under 70 mg/l förekommer.

¹⁰ Silt har kornstorlek från 0,002–0,063 mm.

-
- Markbäddarna i Sörfjärden ARV är öppna markbäddar, vilket gör det rimligt att effekter av igenslamning och mikrobiologisk påväxt blir mindre. Förväntade minskningar i infiltrationskapacitet hos konventionella markbaserade anläggningar bygger sannolikt på att markbäddarna är täckta. Många faktorer bidrar till att effekter av igenslamning troligen blir mindre hos öppna markbäddar än täckta, som minskad syretillgång och ljusinstrålning. Hos Sörfjärden ARV har rensning av bäddarna skett återkommande och möjligtvis även viss förflyttning av spridarrören, vilket också kan bidra till mindre effekter av igensättning.

Att bergkrossmaterialet och naturgrusmaterialet i Sörfjärden beter sig relativt lika vad gäller hydraulisk konduktivitet kan tyda på att det är tekniskt möjligt att hitta bergkross med liknande vattengenomsläpplighetsegenskaper som naturgrus. Detta var också avsikten när materialen valdes ut efter att ha bedömts ha lika värden vid LTAR-mätningarna.

Inom ett annat projekt i Sörfjärden har uppehållstid mätts hos de två bäddmaterialen under våren 2020 genom tillsats av natriumklorid och mätning av utgående kloridhalter. Vid mätning av uppehållstid sker mätning vid de hydrauliska förhållanden som råder i bädden vid en viss tidpunkt och beskickning jämfört med mätning av mättad hydraulisk konduktivitet som sker vid mättade förhållanden. Preliminära resultat från uppehållstidsmätningen under våren 2020 tyder på att bergkrossmaterialet hade något högre uppehållstid vid tidpunkten för mätningen. Högre uppehållstid kan bidra till bättre förutsättningar till reduktion även om många andra faktorer också kan påverka. Ytterligare tolkning av data behövs dock innan säkrare slutsatser kan dras.

4.1.1 Felkällor vattengenomsläpplighetsmätning

Under försökens gång har ett antal möjliga felkällor noterats:

- Då avloppsanläggningen var för stor för att möjliggöra test av hela infiltrationsbädden testades den hydrauliska konduktiviteten endast lokalt i form av stickprover. De olika mätpunkterna var geometriskt sett lika placerade i respektive markbädd, men det är inte möjligt att säkert säga att varje par av mätpunkter är helt jämförbara då förhållandena kan variera mellan bäddarna.
- Då en tryckmätare användes vid mätningarna låg referensnivån vid försöken inte vid markytan utan snarare ca en centimeter ovanför markytan.
- Tryckmätarens noggrannhet medförde en relativt stor osäkerhet i mätningarna i förhållande till storleken på det intervall där avsänkningen mättes vid infiltrationsförsöken.
- Under försöken var det svårt att hålla en jämn vattennivå mellan inner- och ytterringen.
- Inga markprover för utvärdering av (skillnad i vattenhalt före och efter infiltrations-test) togs ut efter testerna, vilket egentligen ska ske för att uppfylla ISO-standard.
- Inga temperaturkorrekationer har utförts för viskositeten.

Då testerna genomfördes på en fullskaleanläggning som var i drift var det inte möjligt att hantera felkällan i den första punkten på annat sätt än att fördela ut mätpunkterna över bädden. Rörande osäkerheterna kopplade till referensnivån enligt den andra punkten är detta inte ett problem när utvärderingen av den mättade hydrauliska konduktiviteten utvärderas enligt ekvation (3) i Bilaga B, då det i den ekvationen är skillnaden mellan nivåer som används för utvärderingen. Felkällorna kopplade till användandet av en tryckmätare enligt den tredje punkten kompenseras till viss del av möjligheten att ta mätvärden med hög tidsupplösning (var 5:e sekund), vilket jämnar ut osäkerheterna över tid. Svårigheterna i att hålla en jämn vattennivå (fjärde punkten) gällde i samtliga försök och då samma metod nyttjades på båda filterbäddarna bedöms det inte innebära någon större inverkan på möjligheten att dra slutsatser avseende skillnaderna mellan materialen. Avvikelsen från ISO-standard som redovisas i den femte punkten bedöms vara liten då varje mätning som har utvärderats bedöms vara utförd vid i stort

sett mättade förhållanden. Avvikelsen från ISO-standarden enligt den sjätte punkten bedöms vara av liten betydelse då temperaturen på vattnet som infiltrerades var samma i båda bäddarna vid respektive mättillfälle och målet med mätningarna var att utvärdera skillnaden mellan materialen.

4.2 Reduktion och utgående halter

Anläggningen i Sörfjärden är utformad på så sätt att den största reduktionen av fosfor och suspenderad substans kan förväntas ske i reningssteget med mekanisk och kemisk rening medan den största reduktionen av organiska ämnen och smittämnen kan förväntas ske i markbäddarna. Reduktionen av totalkväve anses enligt Naturvårdsverket (1991) ligga på 10–30 % hos mekanisk-kemisk förbehandling medan reduktionen i markbäddar förväntas ligga på 20–40 % hos markbäddar.

4.2.1 BOD

Avskiljningen av BOD i traditionella (täckta) markbäddar anses ligga på 85–99 % (Naturvårdsverket, 1991; Palm m.fl., 2002). I en studie av Norin m.fl. (2005) låg reduktionen av BOD på 60–85 % för fem öppna filterbäddar. Beräkning av mängdreduktion under perioden 2018-07-01–2019-09-30 tyder på en reduktion på minst 93 % hos naturgrusbädden och minst 95 % hos bergkrossbädden. Här ska dock noteras att många mätvärden på utgående halt från båda bäddarna ligger under analysmetodens detektionsgräns (6 mg/l), vilket gör att det är sannolikt att mängdreduktionen underskattas. För COD anses reduktionen i traditionella markbäddar ligga på 80–95 % (Naturvårdsverket, 1991; Nilsson & Englov, 1979). Beräkning av mängdreduktion av COD i Sörfjärden under perioden 2018-07-01–2019-09-30 tyder på en reduktion på minst 79 % hos naturgrusbädden och minst 85 % hos bergkrossbädden. Sammanfattningsvis verkar både bergkrossbädden och naturgrusbädden i Sörfjärden ha god reduktion av organiska ämnen. Det finns viss antydning till att bergkrossbädden rentav har bättre reduktion än naturgrusbädden om man tittar på beräknade mängdreduktioner. Detta ska dock tolkas med viss försiktighet eftersom skillnaderna är små och eftersom många utgående halter ligger under detektionsgränsen. Vissa enstaka värden på BOD ligger över avloppsanläggningens begränsningsvärde för utgående halt (30 mg/l). Högre utgående värden verkar främst höra ihop med belastningstoppar och det kan därför vara en idé att fortsätta bevaka utvecklingen under belastningstoppar framöver. Det ska dock även noteras att man inte bör lägga för stor vikt vid enstaka höga utgående halter vid utvärderingen, se avsnitt 4.2.6.

4.2.2 Suspenderad substans

Avskiljningen av suspenderad substans anses ligga på 85–99 % i traditionella markbäddar enligt Naturvårdsverket (1991). Halterna suspenderad substans anses enligt Naturvårdsverket (1991) ligga på 30–100 mg/l efter förbehandling i slamavskiljare medan mekanisk-kemisk förbehandling anses ge halter på 20–40 mg/l. För anläggningen i Sörfjärden förekommer inkommande värden på 50–90 mg/l under vår och sommar 2017 samt under våren 2018. I övrigt ligger halterna under 40 mg/l. Det är svårt att uppskatta reduktionen av suspenderad substans i markbädden eftersom många mätvärden på utgående halter från markbäddarna ligger under detektionsgränsen (5 mg/l) samtidigt som många mätvärden på inkommande halter till markbäddarna är låga. Mängdreduktionsberäkningar tyder på att reduktionen ligger på minst 42 % hos naturgrusbädden och minst 40 % hos bergkrossbädden, men det är möjligt att den faktiska reduktionen är betydligt högre än så. Generellt ligger utgående halter suspenderad substans under detektionsgränsen (5 mg/l). Vissa enstaka toppar förekommer dock. Här ska dock nämnas att det kan finnas stora svårigheter med att tolka låga nivåer av

suspenderad substans efter filtermaterial, eftersom mätmetoden kan tolka korn från filtermaterialet som suspenderad substans.

4.2.3 Fosfor

Enligt Naturvårdsverket (1991) ligger fosforreduktionen för markbäddar på 25–50 % men det finns forskningsresultat som tyder på allt ifrån 5–90 % avskiljning i filtermaterial under svenska förhållanden (Nilsson & Englov, 1979; Eveborn m.fl., 2009; Elmefors & Ljung, 2013). Enligt en kolonnstudie av Elmefors & Ljung (2013) hade naturgruset betydligt bättre reduktion av totalfosfor än bergkrossmaterialet – naturgrusets fosforreduktion hade ett medianvärde på 99 % medan bergkrossmaterialens fosforreduktion hade medianvärde på 36–42 %. En studie av fem öppna filterbäddar visade att dessa hade en fosforreduktion på 25–75 % (Norin m.fl., 2005). I Sörfjärden är avsikten att reningssteget med mekanisk och kemisk rening ska stå för största delen av fosforreduktionen. Enligt Naturvårdsverket (1991) ligger halten totalfosfor på 3–12 mg/l efter förbehandling med slamavskiljare och på 0,5–1,2 mg/l efter mekanisk-kemisk förbehandling. Inkommande halter av totalfosfor till markbädden är oftast relativt låga. Förutom några värden som ligger upp emot 4 mg/l under 2017 ligger alla värden på totalfosfor in till bäddarna under 1 mg/l. Utgående halter ligger under detektionsgränsen (0,1 mg/l) i de flesta fall och under 0,17 mg/l i samtliga fall. Halterna ligger därför med god marginal under Sörfjärdens nuvarande begränsningsvärden på 1 mg/l. Mängdreduktionen av totalfosfor ligger på minst 68 % hos både naturgrusbädden och bergkrossbädden under perioden 2018-07-01–2019-09-30. Inkommande mängd fosfatfosfor ligger på 1,7 kg eller lägre¹¹ under perioden 2018-07-15–2019-09-30. Under samma period ligger mängden totalfosfor på 4,9 kg. Enligt detta var högst 34 % av fosfor i inkommande vatten i löst form. Utgående halter av fosfatfosfor ligger under detektionsgränsen (0,1 mg/l) i samtliga fall. Sammanfattningsvis verkar anläggningen i Sörfjärden totalt sett ge bra fosforreduktion. Skillnaden som fanns i kolonnstudien av Elmefors & Ljung (2013) syns inte i Sörfjärden och båda materialen verkar fungera bra som efterpoleringssteg. Detta skulle kunna bero på att den fosfor som når markbädden främst finns i partikulär form snarare än löst och därför främst fastläggs genom fysikalisk filtrering snarare än kemiska processer. Eventuella skillnader mellan kemiska egenskaper hos bergkrossmaterialet och naturgrusbädden spelar därför mindre roll. Likheter i fysikaliska egenskaper, som styr fysikalisk filtrering, är däremot viktiga.

4.2.4 Kväve

Kvävereduktionen ligger enligt Naturvårdsverket (1991) på 20–40 %, men det finns forskningsresultat som tyder på allt ifrån 0–50 % avskiljning i filtermaterial under svenska förhållanden. Mängdreduktionsberäkning i Sörfjärden gav en reduktion av totalkväve på 17 % hos naturgrusbädden och 11 % hos bergkrossbädden under perioden 2018-07-01 till och med 2019-09-30. Vid projektstart analyserades enbart totalkväve i markbäddarna. Efter avstämning med referensgruppen analyserades även ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve från och med juli 2018. Kolonnstudier från Nilsson (1990) tydde på hög men varierade nitrifikation, alltså omvandling från ammonium till nitrat. Nitrifikationen ökade med minskad belastning, längre viloperioder och större omättad zon. I Sörfjärden verkar nitrifikationen också ligga relativt högt under höst, vinter och vår. Mätresultat under sommaren tyder på en mindre andel nitrat och nitrit, vilket skulle kunna bero på en minskad nitrifikation med tanke på att det inte verkar ske någon tydlig minskning av halten totalkväve. Sommaren 2019 finns dock ett par mätningar som kan tyda på ökad denitrifikation hos naturgrus. Enligt referensgruppen skulle minskad nitrifikation under sommaren kunna bero på att den högre belastningen under

¹¹ Eftersom flera inkommande värden på fosfatfosfor ligger under detektionsgränsen kan mängden vara lägre.

sommaren ger syrebrist vilket begränsar den syrekrävande nitrifikationen. Mätningarna av ammonium, nitrit och nitrat ska dock tolkas med viss försiktighet. Halterna ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve summerade inte alltid till halterna av totalkväve under mätperioden. Analyslaboratoriet som användes uppgavs också ha haft problem med analys av ammoniumkväve under en period.

Sammanfattningsvis verkar den totala kvävereduktionen generellt vara låg hos båda bäddarna medan nitrifikationen är relativt hög under höst, vår och vinter hos båda bäddarna. Nitrifikationen verkar kunna bli lägre under sommaren för båda bäddarna. Såväl figur 3.13 som figurerna i Bilaga F verkar kunna tyda på att nitrifikationen relativt sett är högre hos bergkrossmaterialet än naturgrusmaterialet. På grund av ett antal osäkerheter i studien är det svårt att dra några slutsatser kring detta:

- Som nämnt ska mätningarna av ammonium, nitrit och nitrat dock tolkas med viss försiktighet p.g.a. problem med analys av ammoniumkväve och att halterna inte alltid stämmer överens med halter av ammoniumkväve.
- Naturgrus verkar ha något större reduktion av totalkväve än bergkross. Det är därmed svårt att veta om högre andel nitrat och nitrit hos bergkross beror på högre nitrifikation hos bergkross eller om skillnaderna beror på högre denitrifikation hos naturgrus.
- På grund av rester från sprängning kan det ibland finnas nitrat i bergkross. Visserligen borde dessa effekter sannolikt avta med tiden, och inte ligga kvar som en konstant skillnad.

4.2.5 Smittämnen

Enligt Naturvårdsverket (1991) ligger reduktionen av mikroorganismer på 95–99 % (1,3 log reduktion–2 log reduktion) för markbäddar. Den tidigare kolonnstudien av Elmefors & Ljung (2013) kom fram till att reduktionen av *E. coli* verkade gå emot höga och stabila nivåer för samtliga material. Reduktionen i naturgrus verkar dock snabbare nå högre nivåer av rening än bergkross. Reduktionen låg över 99,5 % (2,3 log reduktion) för båda materialen från och med försökets femte vecka. Från 5–14 veckor nådde naturgrusmaterialen även en reduktion på 99,95 % (3,3 log reduktion). För bergkrossmaterialen nåddes denna reduktion efter 20 veckor (Elmefors & Ljung, 2013). Reduktionen i Sörfjärden uppvisar något sämre resultat. Efter att ventilerna justerades ligger reduktionen av *E. coli* på över 99 % (2 log reduktion) för alla mätningar som tagits under vår, vinter eller höst. Över hälften av mättillfällena har en reduktion på över 99,8 % (2,7 log reduktion). Dessa värden gäller för både naturgrus och bergkross. Under sommaren förekommer några lägre värden på reduktion, runt 98 % (1,7 log reduktion) hos bergkross och ett värde på 94 % (1,2 log reduktion) för naturgrus. Dessutom förekommer ett varsitt värde där utgående halt *E. coli* är högre än inkommande halt för båda materialen. Dessa avvikande värden skulle dock kunna bero på mätfel. Om utgående halter för *E. coli* studeras efter 2018-07-01 (när den trasiga ventilen lagades) kan man konstatera att gränserna för tjänligt och tjänligt med anmärkning enligt bedömning av enskilda prov för nulägesbedömning av EU-bad (Havs- och vattenmyndigheten, 2016) överskrids vid några tillfällen. Dessa tillfällen verkar hänga ihop med belastningstoppen över sommaren.

Kolonnstudien av Elmefors & Ljung (2013) kom även fram till att reduktionen av Intestinala enterokocker verkade gå emot höga och stabila nivåer för samtliga material. På samma sätt som för *E. coli* verkade dock reduktionen av Intestinala enterokocker hos naturgrus snabbare nå högre nivåer av rening än hos bergkross. Reduktionen låg över 99,8 % (2,7 log reduktion) för båda materialen från och med försökets åttonde vecka. Från 11 veckor nådde samtliga naturgrusmaterial även en reduktion på 99,95 % (3,3 log reduktion). För bergkross nåddes denna reduktion hos samtliga material efter 20 veckor. Reduktionen i Sörfjärden uppvisar betydligt sämre resultat. Inkommande halter Intestinala enterokocker varierar mycket och ligger i flera fall under detektionsgränsen (10 CFU/100 ml). Under vår, vinter och höst efter att ventilerna justerades kan därför endast reduktionen beräknas vid tre tillfällen, för vilka reduktionen låg på

67–99,8 % (0,48 log reduktion–2,7 log reduktion) hos naturgrus och 33–99,8 % (0,18 log reduktion–2,7 log reduktion) hos bergkross. Under sommaren 2019 låg inkommande halter högre, och reduktionen nådde ofta över 96 % (1,4 log reduktion). Bortsett från ett avvikande värde för naturgrus så är reduktionen generellt sett högre hos naturgrus. Om utgående halter för Intestinala enterokocker studeras efter 2018-07-01 (när den trasiga ventilen lagades) kan man konstatera att gränserna för tjänligt och tjänligt med anmärkning enligt nulägesbedömning av EU-bad (Havs- och vattenmyndigheten, 2016) överskrids vid några tillfällen. Dessa tillfällen verkar hänga ihop med belastningstoppen över sommaren, men för bergkross finns även ett högt värde under vintern.

Enligt kolonnstudien av Elmefors & Ljung (2013) överskrider reduktionen av koliforma bakterier 99 % (2 log reduktion) från vecka 5 för samtliga material förutom för en av kolonnerna där ett avstickande högt värde förekommer. Naturgruskolonnerna ser ut att nå högre rening snabbare än bergkross. Resultaten från mätningarna i Sörfjärden verkar stämma ganska väl överens med detta, även om skillnaden mellan bergkross och naturgrus i detta fall är rätt marginell. Reduktionen är bra under höst, vinter och vår från och med 2018-07-01. Över hälften av mättillfällena har en reduktion på över 99,98 % (3,7 log reduktion) hos naturgrus och över 99,94 % (3,2 log reduktion) hos bergkross. Under sommarperioden höjs utgående halter betydligt.

Sammanfattningsvis verkar reningen av *E. coli* och koliforma bakterier generellt sett uppfylla den reduktion som Naturvårdsverket anger. Ofta är också reduktionen högre för båda bäddarna. Under sommarens högre belastning kan dock utgående halter av *E. coli* överskrida tjänligt och tjänligt med anmärkning enligt nulägesbedömning av EU-bad (Havs- och vattenmyndigheten, 2016). Resultatet ser något sämre ut än vid kolonnstudien av Elmefors & Ljung (2013) då mycket hög reduktion uppnåddes. Reduktionen av Intestinala enterokocker verkar vara mycket varierande och i flera fall ligga under den reduktion som Naturvårdsverket anger. I vissa fall kan detta bero på låga inkommande halter, men inte alltid. Höga utgående värden förekommer också vid flera fall.

Höga utgående halter och sämre reduktion under perioder med hög belastning skulle till exempel kunna bero på att bäddmaterialet är för genomsläppligt. En annan tänkbar orsak är stora skillnader mellan belastning under hög- och lågsäsong samt relativt lång period av lågsäsong i förhållande till högsäsong. Kolonnstudien av Elmefors & Ljung (2013) tyder på att det tar längre tid att uppnå hög och stabil rening av mikroorganismer än BOD. Vid stora säsongsbundna variationer i belastning kan det vara möjligt att uppstartstiden för reduktionen av mikroorganismer gör att reduktionen inte hänger med när belastningen ökar över sommaren. Studien av Elmefors & Ljung (2013) skulle också kunna tyda på längre uppstartstid för smittämnesreduktion hos bergkross. Ytterligare mätdata skulle dock behövas för att verifiera detta och vilka mekanismer som i så fall är styrande.

4.2.6 Felkällor halter och reduktion

Som nämnt upptäcktes läckage hos en ventil i slutet av juni 2018. Läckaget misstänks ha lett till att bergkrossmaterialet belastades med betydligt större flöde än naturgruset under en okänd period. Problemet åtgärdades innan juli 2018. Värden på utgående halter innan juli 2018 bör därför tolkas med viss försiktighet. Vid beräkning av inkommande och utgående mängder har därför data innan juli 2018 uteslutits.

Vid mätning av halter har inkommande halt till markbäddarna mätts som ett dygns-samlingsprov som tas från morgonen när provtagaren startas till morgonen därpå när provet hämtas. Utgående halter från markbäddarna har mätts som stickprov som tas samma dag som dygns-samlingsprovet hämtas.

När endast stickprov tas kan det finnas risk för stora tillfälliga variationer i provresultatet. I en markbädd sker dock en viss uppsamlande och utjämnande effekt enligt projektets referensgrupp. Vilken period den uppsamlande effekten sker över beror på uppehållstiden i markbädden. Upphållstiden har inte mätts i detta projekt, men

utvärderades via ett annat projekt under våren 2020. Preliminära data från detta projekt verkar kunna tyda på att det är rimligt att jämföra stickprov från markbäddarna med dygns samlingsprov innan markbäddarna. Ytterligare analys krävs dock. För prov av smittämnen togs stickprov såväl innan markbäddarna som efter markbäddarna med tanke på att prov på smittämnen kan påverkas av att ha stått längre än 18 timmar innan analys. Detta kan dock bidra till svårigheter till representativa prov av smittämnen om tillfälliga variationer har förekommit.

Det är också viktigt att notera att provtagningen efter bäddarna skett genom stickprov där vatten fångats upp med ett kärl nere i en brunn. Om man vid provtagning får med en liten mängd slam eller några få partiklar genom att kärlet skrapar mot rörkanten kan man få ett felaktigt analysvar. Det är därför rimligt att inte ge enstaka höga utgående halter för stor vikt vid utvärderingen.

Vid beräkning av mängdreduktioner har vissa antaganden gjorts. Om endast ett ordinarie prov tagits en viss månad har utgående mängd för den provtagna dagen ansetts vara representativt för varje dag den månaden. Utgående mängd har beräknats som uppmätt halt multiplicerat med flödet under den tid som dygnsprov för inkommande prov tagits. Om provtagningskampanj också skett under den aktuella månaden så har utgående mängd för det ordinarie provet ansetts vara representativt för alla dagar under månaden som inte ingått i provtagningskampanjen. För de dagar som ingått i provtagningskampanjen så har varje prov antagits vara representativt för 3,5 dagar (ca två prov per vecka har tagits under provtagningskampanjen). Vid vissa planerade provtagningsstillfällen har mätvärden för halter saknats. Halten har då beräknats som medelvärdet av halten vid den närmaste provtagningen innan och den närmaste provtagningen efter. Den beräknade medelhalten har multiplicerats med flödesdata för det planerade provtagningsstillfället.

4.3 Bergkross och naturgrus i markbäddar

Mätningarna i Sörfjärden tyder på att bergkross har liknande funktion som naturgrus vad gäller reduktion av organiska ämnen och kväve samt för efterpolering av fosfor och suspenderad substans. Vattengenomsläppligheten ser också liknande ut hos de två materialen. Reduktionen av mikroorganismer verkar vara högre hos naturgrusbädden. Mätvärden med motsatt resultat förekommer dock.

Utifrån detta ser det ut som att det är möjligt att ta fram bergkrossmaterial som har tillräckligt bra egenskaper för att fungera som filtermaterial i markbäddar för avloppsvattenrening. Reduktion av mikroorganismer behöver dock studeras vidare. Detta gäller dels skillnaderna mellan bergkross och naturgrus, dels hur reduktionen påverkas av säsongsboende och de materialegenskaper som kan variera hos bergkross respektive naturgrus (till exempel vattengenomsläpplighet).

Även om det går att få fram bergkrossmaterial med liknande vattengenomsläpplighetsegenskaper som naturgrus så finns vissa praktiska svårigheter. De bergkrossmaterial som finns tillgängliga i bergmaterialproducenternas sortiment har oftast för låg eller för hög hydraulisk konduktivitet. Att få fram material med bättre kornstorleksfördelning och lagom hydraulisk konduktivitet kräver viss anpassning. Det finns risk att enbart ett fåtal täkter kan ta fram sådant material med tanke på att filtermaterial till avloppsrening endast utgör en liten del av täkternas produktion. Kan endast ett fåtal täkter ta fram lämpligt material kan problem med långa transporter och höga kostnader och utsläpp uppstå. Det är därför relevant att undersöka:

-
- Täckernas möjlighet att ta fram bra material med lagom insats exempelvis genom möjligheter till samproduktion med andra användningsområden, till exempel betongballast.
 - Hur kvalitetssäkring av bergkrossmaterial ska kunna utföras. Att kvalitetssäkra material via kornstorleksfördelning bedöms som möjligt, men det är även önskvärt att titta vidare på möjligheter till kompletterade kvalitetssäkring via mätning av hydraulisk konduktivitet.
 - Om alternativ design av markbäddar kan göra att bergkrossmaterial från täckernas sortiment kan användas utan anpassning.

5 Slutsatser

Projektet har lett till följande slutsatser för anläggningen i Sörfjärden:

1. Baserat på de utförda mätningarna är det inte möjligt att identifiera någon tydlig förändring av den hydrauliska konduktiviteten över tid. Utförda mätningar kan inte heller påvisa någon tydlig skillnad mellan det bergkross och naturgrus som valts till Sörfjärden ARV.
2. God reduktion av BOD och COD uppnåddes hos både naturgrus och bergkross. Utgående halter av BOD ligger oftast under begränsningsvärdet i Sörfjärden. Det kan dock vara en bra idé att ytterligare studera utgående halter under högsäsong/belastningstoppar.
3. Det är svårt att dra några direkta slutsatser om reduktion av suspenderad substans. Både naturgrus och bergkross verkar dock ofta fungera bra som efterpoleringssteg med tanke på utgående halter.
4. Såväl naturgrus som bergkross verkar fungera bra och likvärdigt vid efterpolering av fosfor efter mekanisk och kemisk förbehandling. Utgående halter ligger under begränsningsvärdet med god marginal.
5. Reduktionen av totalkväve var generellt låg hos båda bäddarna om än något högre hos naturgrus. Nitrifikationen verkar vara högre under höst, vinter och vår och lägre under sommaren för båda bäddarna.
6. Reduktionen av smittämnen tenderar generellt att se något bättre ut hos naturgrusbädden. Generellt sett verkar reningen av *E. coli* och koliforma bakterier fungera som förväntat enligt Naturvårdsverket (1991). Under sommarens högre belastning kan dock utgående halter av *E. coli* överskrida tjänligt och tjänligt med anmärkning enligt nulägesbedömning av EU-bad (Havs- och vattenmyndigheten, 2016). Reduktionen av Intestinala enterokocker verkar vara mycket varierande och ligger i flera fall under den reduktion som Naturvårdsverket (1991) anger.

Följande slutsatser kan dras för markbäddar med bergkross som filtermaterial i allmänhet:

1. Tidigare kolonnstudier har indikerat betydligt högre reduktion av fosfor i naturgrus än i bergkross. I denna studie, när materialen endast används för efterpolering av fosfor efter ett försteg av mekanisk-kemisk rening, uppnår både naturgrus och bergkross bra resultat.
2. Reduktionen av *E. coli* och Intestinala enterokocker bör studeras vidare vid säsongsboende och för olika typer av filtermaterial. Det är särskilt intressant att studera hur uppstartstiden, efter en period av låg belastning, skiljer sig åt mellan olika materialen och vad som påverkar detta.
3. Det kan också vara relevant att studera hur reduktionen av totalkväve kan förbättras för markbäddar.
4. Studien tyder på att det går att hitta bergkrossmaterial som uppnår motsvarande funktion som naturgrus om markbädden utrustas med kompletterande fosforrening. En förutsättning är dock att bergkrossmaterialet har lämpliga egenskaper vad gäller kornstorleksfördelning och hydraulisk konduktivitet.
5. Lämpliga filtermaterial finns oftast inte i bergmaterialproducenternas standardsortiment. Anpassningar för att få fram ett bra material är tekniskt möjliga men kan vara svårmotiverade för många täkter.
6. Om endast ett fåtal täkter kan ta fram lämpligt material uppstår problem med långa transporter och höga kostnader och utsläpp. Det är därför relevant att undersöka möjligheter för till exempel samproduktion med material för andra användningsområden samt alternativ design av markbäddar.

Referenser

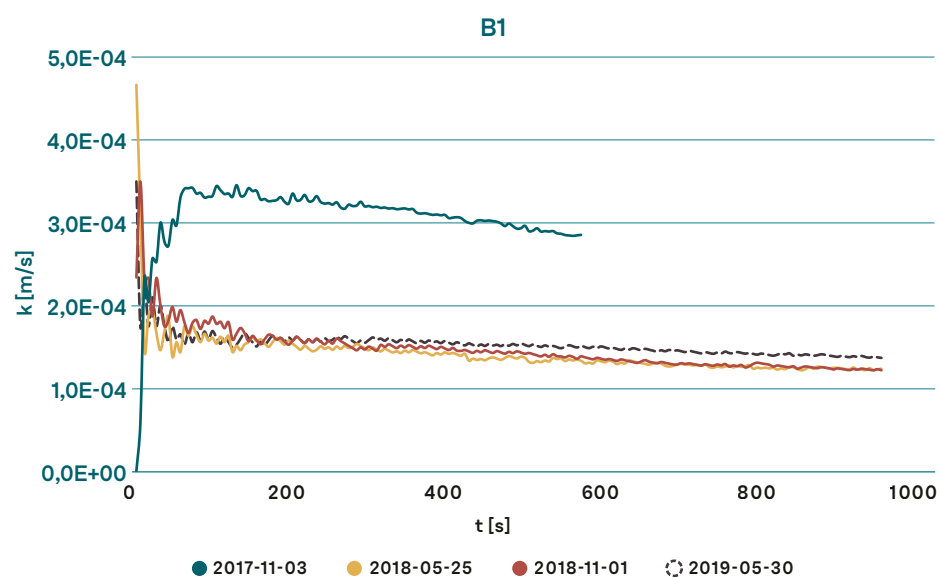
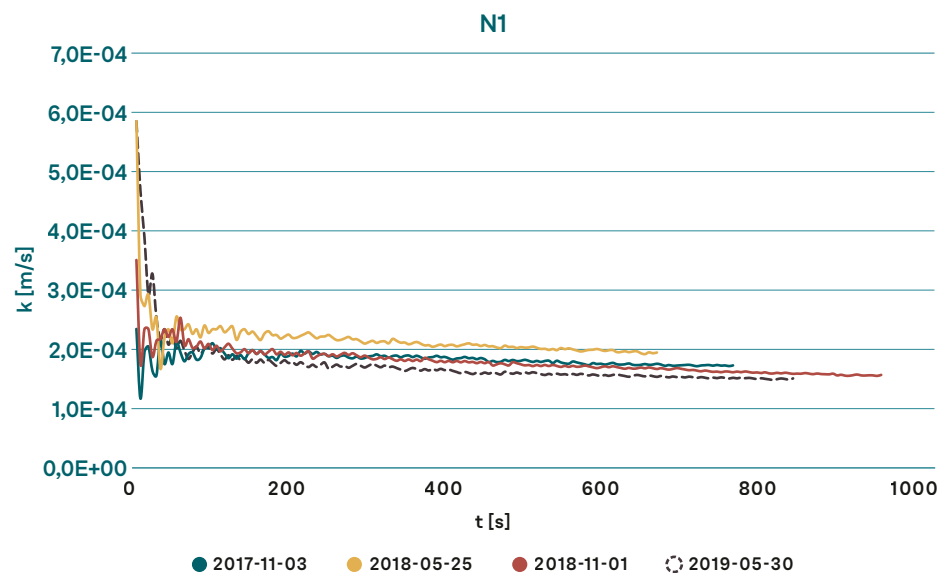
- ASTM-C1701/C1701M-09. Standard Test Method for Infiltration Rate of In Place Pervious Concrete. ASTM International.
- Domenico, P. A. & Schwartz, F. W., 1998. Physical and Chemical Hydrogeology, second edition, John Wiley & Sons, Inc.
- Elmefors, E., Eveborn, D. & Tuveesson, M. (2016 a). Bergkross och naturgrus som filtermaterial i markbäddar – Materialval och provtagningsplan inför fullskalestudie. SVU Rapport 2016-09. Svenskt Vatten Utveckling.
- Elmefors, E., Ljung, E., Casserstedt, L., Döse, M., Göransson, M., Nilsson, P. & Wallman, S. (2016 b). Informationsblad – Rekommendationer för bergkross som filtermaterial i markbäddar. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Elmefors E. & Ljung E., (2013). Markbäddars uppstartstid och krossmaterials påverkan på bäddens funktion vid användning av krossat berg – uppstartsfas (Kretslopp & Avfall). JTI, Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Eveborn, D. (2013). Sustainable phosphorus removal in onsite wastewater treatment. Kungliga Tekniska Högskolan. Stockholm.
- 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.
- Griggs, J. (2001). Determination of suitable sites for wastewater infiltration systems, People and systems for water, sanitation and health, 27th WEDC Conference, Lusaka, Zambia.
- Göransson M. (2015). Ersättningsmaterial för naturgrus – kunskapssammanställning och rekommendationer för användningen av naturgrus. SGU-rapport 2015:35. Sveriges geologiska undersökning.
- Havs- och vattenmyndigheten (2016). Vägledning kring EU-bad.
- Jehander (2020). Bergkrossprodukter (elektronisk), <https://www.jehander.se/sv/Jehander-bergkrossprodukter>. Hämtad 2020-04-02.
- Jenssen P. D., Jonasson S. A., Heistad A. (2006). Naturbasert rensing av avloppsvann, en kunskapssammenstilling med hovedvekt på norske erfaringer. Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm, Sweden.
- Johansson L. (2004). Öppna markbäddar, uppföljning och utvärdering. Examensarbete, Luleå Tekniska Universitet 2004:027 CIV.
- Laak, R., 1986. Wastewater engineering and design for unsewered areas. Technomic Publishing Company, Lancaster, Pennsylvania, USA.
- Lagerblad, B., Westerholm, M. & Gram, H.-E., 2011. Bergkrossmaterial som ballast i Betong. CBI Betonginstitutet AB.
- Naturvårdsverket (1991). Rening av hushållspillvatten – Infiltrationsanläggningar och markbäddar för fler än 25 personer. Naturvårdsverkets allmänna råd 91:2.
- Naturvårdsverket (1985). Avloppsvatteninfiltration – förutsättningar, funktion och miljökonsekvenser. Nordisk samrapport.
- NCC (2020). Grus, makadam, stenmjöl och bergkross – kärnan i vår verksamhet (elektronisk), <https://www.ncc.se/ballast/vara-produkter/bergkross/>. Hämtad 2020-04-02.

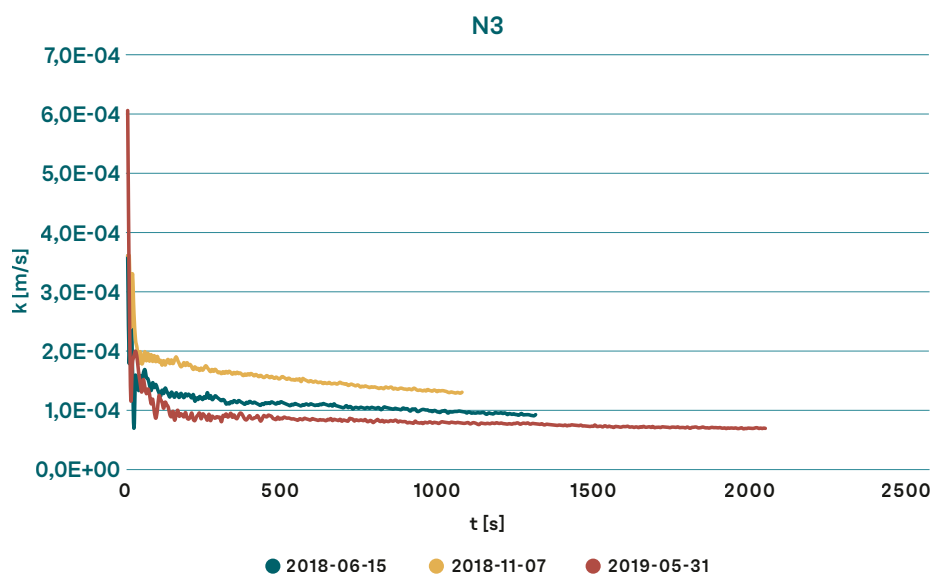
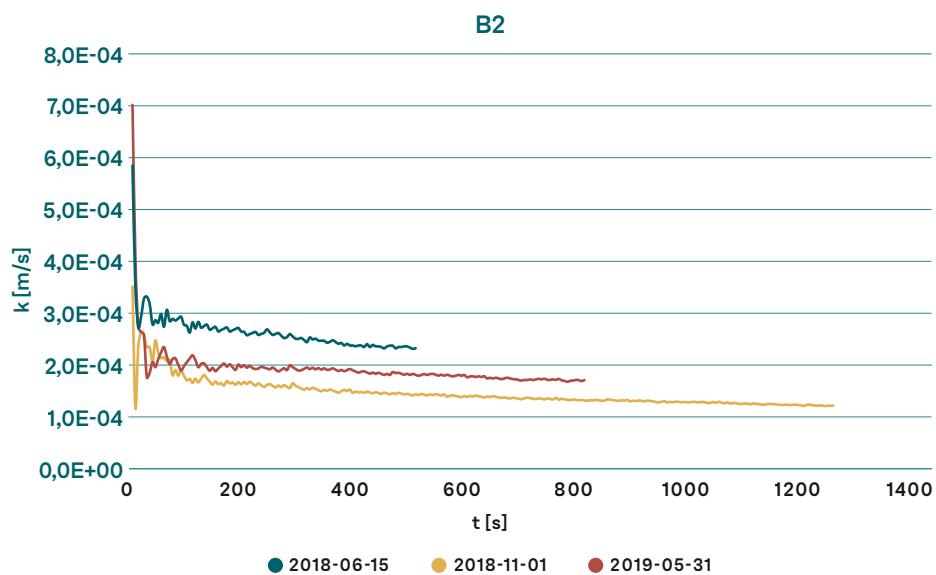
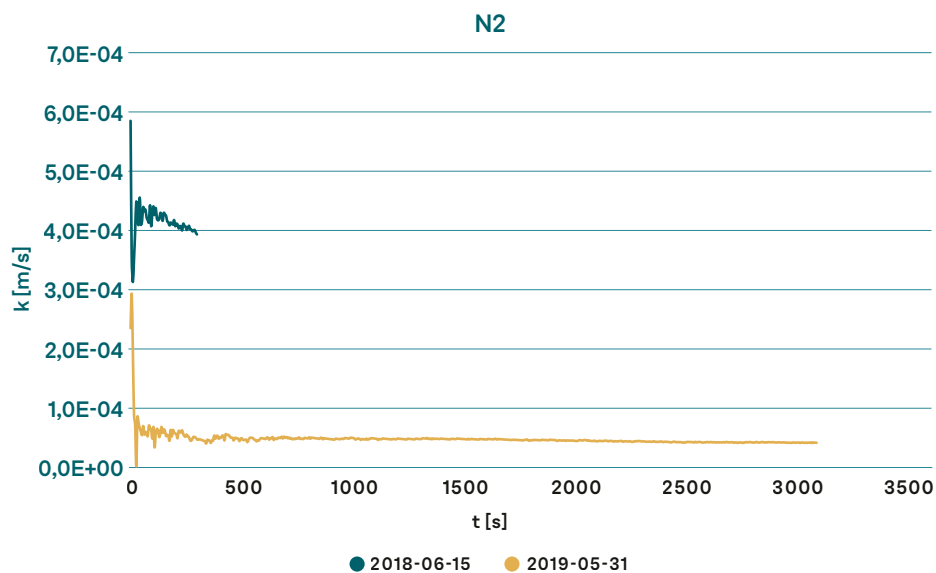
-
- Nilsson, K., Englöv, P. (1979). Avloppsinfiltration. VIAK och SNV.
- Nilsson, P. (1990). Infiltration of Wastewater. An Applied Study on Treatment of Wastewater by Soil Infiltration. Lunds Tekniska Högskola, VA-Teknik. Rapport nr 1002. Lund.
- Norin, E., Bellander, F. & Johansson, L. (2005). Uppföljning 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
- Palm, O., Malmén, L. & Jönsson, H. (2002). Robusta, uthålliga små avloppssystem – En kunskapssammanställning, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Palmér Rivera, M. (2006). Avloppsanläggningar för 25–2000 pe – En nationell översikt. VA-Forsk rapport, nr 2006-21. Svenskt Vatten, Stockholm.
- Ridderstolpe P. (2009). Markbaserad rening: en förstudie för bedömning av kunskapsläge och utvecklingsbehov. Länsstyrelsen Västra Götalands län, Gothenburg, Sweden.
- Siegrist, R.L., Tyler, E.J. & Jenssen, P.D., (2000). Design and Performance of Onsite Wastewater Soil Absorption Systems. 1001446 USEPA.
- Ulinder, E. & Englund, M. (2020). Markbaserade anläggningar för över 50 personkvalenter – Råd för anläggning, skötsel och utsläppskontroll (kommande). SVU Rapport 2020-9, Svenskt Vatten Utveckling.
- Ulinder, E., Englund, M., Döse, M., Eveborn, D., Göransson, M., Nilsson, P. & Wallman, S. (2019). Kvalitetssäkring av bergkross och naturgrus som filtermaterial i markbäddar. RISE Rapport 2019:92. RISE Research Institutes from Sweden.
- van de Graaff, R.H.M., Alexander, J., 2008, The percolation test – a test with false pretensions, Onsite and Decentralised Sewerage and Recycling Conference – Coming Clean: Sustainable Backyards and Beyond. Benalla, 12–15 Oktober 2008. Australian Water Association.
- SIS-CEN/TR 12566-2:2006, Avlopp - Reningsanläggning upp till 50 pe - Del 2: Infiltration i mark.
- SS-EN ISO 22282-5:2012, Geoteknisk undersökning och provning – Geohydraulisk provning – Del 5: Infiltrationsprovning.

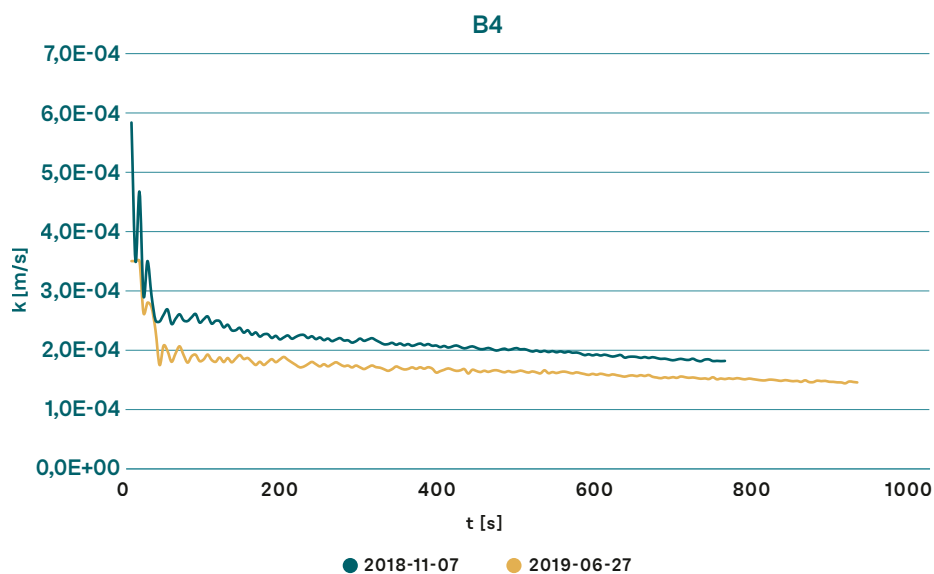
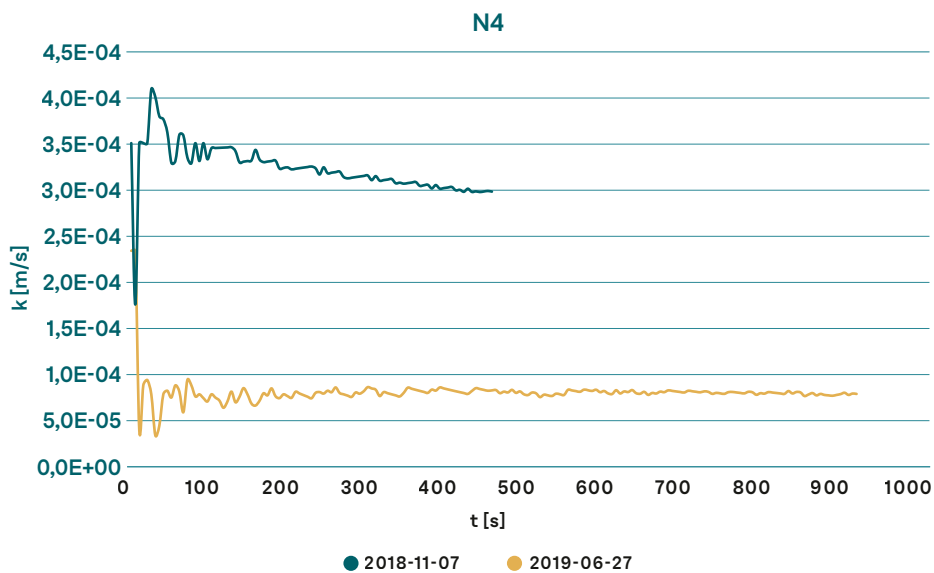
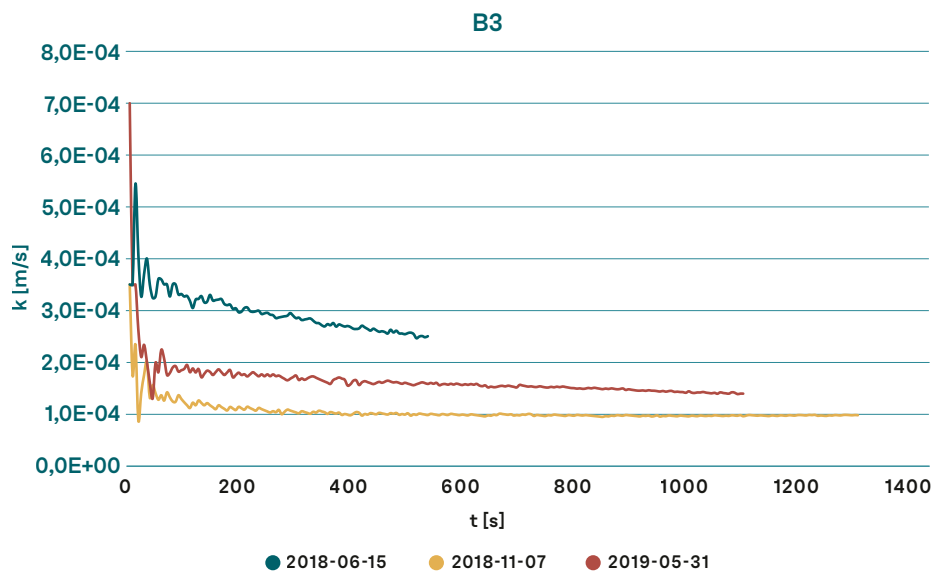
Bilagor

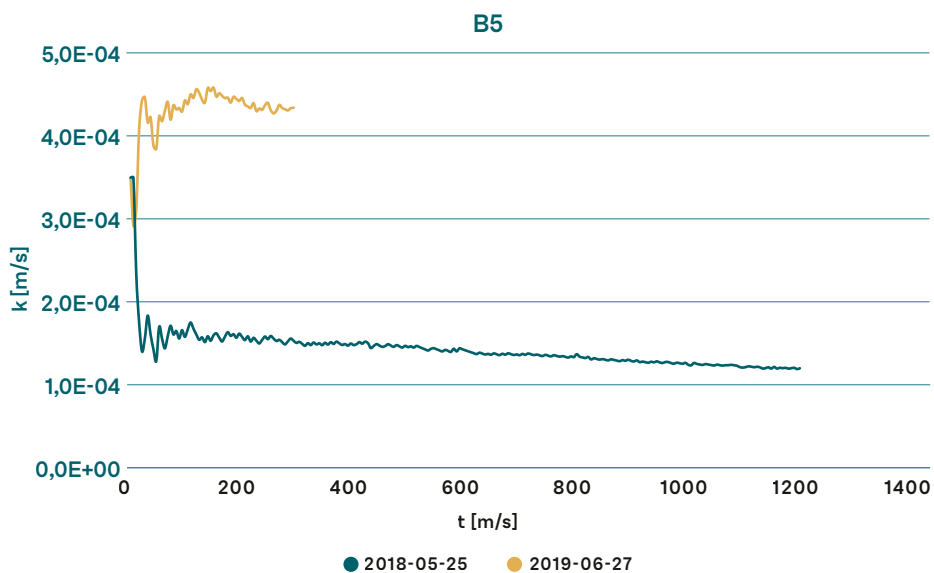
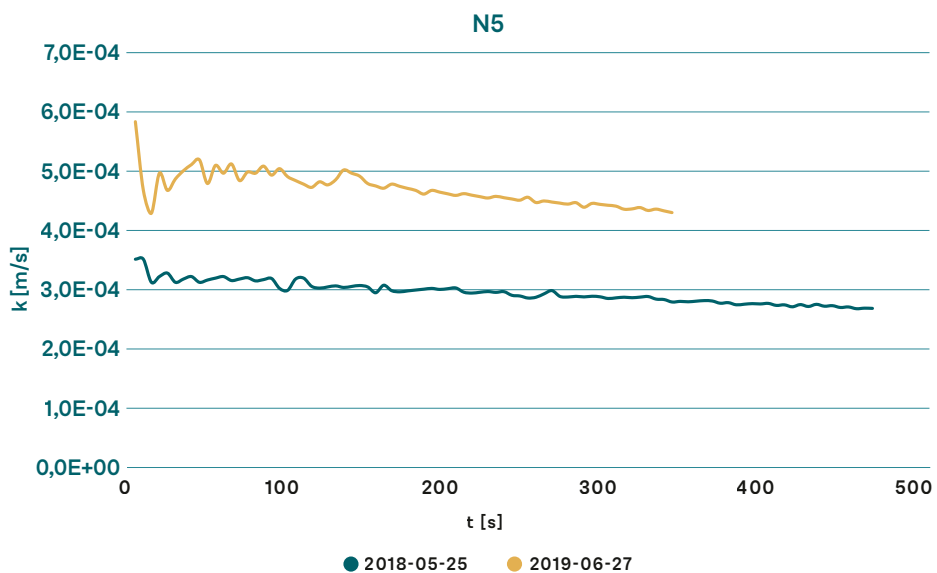
Bilaga A

Hydraulisk konduktivitet under sista mätserien för alla h(t)









Bilaga B

Beräkning av hydraulisk konduktivitet

Fältnätning av hydraulisk konduktivitet utfördes med dubbelringsinfiltrometer, se avsnitt 1.4.1. I enlighet med ISO 22282-5:2012 användes ekvation (1) för beräkning av den hydrauliska konduktiviteten, k .

$$t = \left(\frac{S_s}{S_l}\right)^2 \frac{h_0 - h(t)}{k \left(\frac{S_s}{S_l} - \Delta\theta\right)} + \left(\frac{S_s}{S_l}\right)^2 \frac{\Delta\theta(\Psi_f - h_0)}{k \left(\frac{S_s}{S_l} - \Delta\theta\right)^2} \cdot \ln \left(\frac{\left(\frac{S_s}{S_l} - \Delta\theta\right)(h_0 - h(t))}{\Delta\theta(h_0 - \Psi_f)} + 1 \right) \quad (1)$$

där:

$h(t)$ Vattennivån vid tiden t

h_o Vattennivån vid start av test

S_s Sektionen av röret där vattennivån varierar

S_l Basen av infiltrometern

k Den hydrauliska konduktiviteten vid mättade förhållanden

Ψ_f Undertrycket vid infiltrationsfronten

$\Delta\theta$ Skillnaden mellan mättat vatteninnehåll och initialt vatteninnehåll i den undersökta marken.

Givet försökets utformning kan ekvation (1) förenklas givet ett antal antaganden:

- Uttrycket $S_s/S_l = 1$ då basen och toppen av innerringen hade samma diameter.
- Undertrycket Ψ_f ansätts till noll ($\Psi_f = 0$), vilket resulterar i en liten överskattning av den hydrauliska konduktiviteten enligt ISO-standard.

Under ovanstående förutsättningar kan ekvation (1) skrivas om enligt ($där \Delta h(t) = h_o - h(t)$).

$$t = f(\Delta h(t), \Delta\theta) + g(\Delta h(t), \Delta\theta) \quad (2)$$

där

$$\begin{aligned}
 f(\Delta h(t), \Delta \theta) &= \left(\frac{S_s}{S_l}\right)^2 \frac{\Delta h(t)}{k \left(\frac{S_s}{S_l} - \Delta \theta\right)} = 1 \cdot \frac{\Delta h(t)}{k(1 - \Delta \theta)} \\
 g(\Delta h(t), \Delta \theta) &= \\
 &= \left(\frac{S_s}{S_l}\right)^2 \frac{\Delta \theta (\Psi_f - h_0)}{k \left(\frac{S_s}{S_l} - \Delta \theta\right)^2} \cdot \ln \left(\frac{\left(\frac{S_s}{S_l} - \Delta \theta\right) \Delta h(t)}{\Delta \theta (h_0 - \Psi_f)} + 1 \right) \\
 &= \\
 &= 1 \cdot \frac{\Delta \theta (0 - h_0)}{k(1 - \Delta \theta)^2} \cdot \ln \left(\frac{(1 - \Delta \theta) \Delta h(t)}{\Delta \theta (h_0 - 0)} + 1 \right)
 \end{aligned}$$

Då ingen grävning fick utföras i markbäddarna, och därmed inga jordprover tas ur markbäddarna, har parametern $\Delta \theta$ inte kunnat utvärderas. Vid varje infiltrationsförsök utfördes ett antal upprepade mätningar före den mätning som användes vid utvärdering av den hydrauliska konduktiviteten. Mot denna bakgrund gjordes antagandet att skillnaden i vatteninnehåll före och efter mätning, $\Delta \theta$, var noll (eller nära noll) vid utförandet av den sista mätningen.

Lösningen till Ekvation 1 när $\Delta \theta \rightarrow 0$ har utvärderats numeriskt genom att studera vad som händer med funktionerna $f(\Delta h(t), \Delta \theta)$ respektive $g(\Delta h(t), \Delta \theta)$ från ekvation 2 under försöket som utfördes 2017-11-03 i position N1 när $\Delta h(t) = 5$ och den hydrauliska konduktiviteten, k , ansatts till $1,7 \cdot 10^{-4}$ m/s, se tabell B.1.

$\Delta \theta$	0,1	0,01	0,001	0,0001	10^{-10}
$f(\Delta h(t), \Delta \theta)$	320	291	289	288	288
$g(\Delta h(t), \Delta \theta)$	-115	-28	-5	-1	0

Tabell B.1

Beskrivning av funktion f och g under försöket som utfördes 2017-11-03 i position N1 när k ansatts till $1,7 \cdot 10^{-4}$ m/s

Givet att $g(\Delta h(t), \Delta \theta) \rightarrow 0$ när $\Delta \theta \rightarrow 0$ kan den hydrauliska konduktiviteten beräknas genom att finna lösningen till Ekvation 3.

$$\begin{aligned}
 t &= \left(\frac{S_s}{S_l}\right)^2 \frac{h_0 - h(t)}{k \left(\frac{S_s}{S_l} - \Delta \theta\right)} \\
 &\leftrightarrow \\
 k &= \left(\frac{S_s}{S_l}\right)^2 \frac{h_0 - h(t)}{t \left(\frac{S_s}{S_l} - \Delta \theta\right)} \\
 &\leftrightarrow \\
 k &= (1)^2 \frac{h_0 - h(t)}{t(1 - 0)} \\
 &\leftrightarrow \\
 k &= \frac{h_0 - h(t)}{t}
 \end{aligned} \tag{3}$$

Värdet på den mättade hydrauliska konduktiviteten k beräknades sedan för alla $h(t)$ för den mätning som utvärderades, varvid det beräknade värdet vid $h(\max(t))$ valdes som representativt värde för den utvärderade mätningen.

Bilaga C

Bilder på markbäddar över tid

2017 November

Naturgrus



Bergkross



2018 Maj

Naturgrus



Bergkross



2018 November

Naturgrus



Bergkross



2019 Maj

Naturgrus



Bergkross



2019 Juni

Naturgrus



Bergkross



Bilaga D

Ordinarie provtagning

I tabell D.1 beskrivs vilka ämnen som provtagits under den ordinarie provtagningen.

Datum	Al	BOD ₇	COD	Fe	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	pH	PO ₄ -P	Susp	Tot-N	Tot-P	Koli. bakt	E.coli	Int. ent.
2017-04-27	x	x	x					x	x	x	x	x		x	
2017-05-12	x	x	x					x	x	x	x	x	*	*	*
2017-06-08		x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x
2017-07-20		x	x	x				x	x	x	x	x			
2017-08-01		x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x
2017-08-15		x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x
2017-09-20		x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x
2017-10-05		x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x
2017-12-06			x					x	x	x		x	x	x	x
2018-01-25	x	x	x					x	x	x	x	x	x	x	x
2018-02-22	x	x	x					x	x	x	x	x			
2018-03-14	x	x	x					x	x	x	x	x	x	x	x
2018-04-26	x	x	x					x	x	x	x	x	x	x	x
2018-05-31	x	x	x					x	x	x	x	x	x	x	x
2018-06-13	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
2018-07-18	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x			
2018-08-01	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2018-09-07	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2018-10-09	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x			
2018-11-23													x	x	x
2018-11-30		x	x					x	x	x		x			
2018-12-06			x					x	x	x		x	x	x	x
2019-01-09	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2019-02-07	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2019-03-05	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2019-04-16	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2019-05-07	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2019-06-12	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x			
2019-07-16	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2019-08-09	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2019-09-03	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Tabell D.1

Ämnen som provtagits under ordinarie provtagning. (x betyder att ämnet har provtagits).

Bilaga E

Beräkning av halt- och mängdreduktion

I sammanställningen har haltreduktion, inkommande och utgående mängder och mängdreduktion beräknats för markbäddarna.

Haltreduktion, p_x , har beräknats enligt följande:

$$p_x = \frac{x_{in} - x_{ut}}{x_{in}} \quad (4)$$

där:

x_{in} Inkommande halt till en markbädd vid ett visst provtagningstillfälle

x_{ut} Utgående halt från en markbädd vid samma provtagningstillfälle

Inkommande och utgående mängder för en viss månad, $m_{mån}$, har beräknats enligt följande:

$$m_{mån} = (d_{mån} - a_k * 3,5) \times x_{omån} \times Q_{omån} + \sum_{n=1}^y 3,5 \times x_{knmån} \times Q_{knmån} \quad (5)$$

där:

$d_{mån}$ Antal dagar för månaden i fråga

a_k Antal prov, a, under provtagningskampanjen, k.

$x_{omån}$ Halt vid månadens ordinarie provtagning

$Q_{omån}$ Flöde under det dygn då månadens ordinarie prov tagits

y Antal prov under provtagningskampanjen den månaden

$x_{knmån}$ Halt vid provtagningskampanj, mätning nummer n, för den aktuella månaden

$Q_{knmån}$ Flöde under det dygn då mätning nummer n under provtagningskampanjen tagits under den aktuella månaden.

Om endast ordinarie provtagning utförts under månaden kan ekvation 5 förenklas:

$$m_{mån} = d_{mån} \times x_{omån} \times Q_{omån}$$

Exempel, beräkning av utgående mängd totalkväve från naturgrusbädden för juni 2019: Uppmätt halt för ordinarie prov, 2019-06-12 var 63 mg/l. Fyra prov under provtagningskampanjen midsommar 2019 togs under juni (resten togs under augusti). Uppmätta halter var 44 mg/l (= 44 g/m³) för 2019-06-19, 74 mg/l för 2019-06-22, 89 mg/l för 2019-06-24 och 90 mg/l för 2019-06-28. Flöden redovisas i tabell E.1.

Datum	Flöde m ³ /d
2019-06-12	16,5
2019-06-19	17,5
2019-06-22	54,5
2019-06-24	39,1
2019-06-28	23,2

Tabell E.1

Flöden under provtagnings-
tillfällen i juni 2019

Detta ger enligt ekvation 5:

$$\begin{aligned}
 m_{juni\ 2019} &= (30 - 4 * 3,5) \times 63 \frac{g}{m^3} \times 16,5 \frac{m^3}{d} + 3,5 \times 44 \frac{g}{m^3} \times 17,5 \frac{m^3}{d} \\
 &\quad + 3,5 \times 74 \frac{g}{m^3} \times 54,5 \frac{m^3}{d} + 3,5 \times 89 \frac{g}{m^3} \times 39,1 \frac{m^3}{d} \\
 &\quad + 3,5 \times 90 \frac{g}{m^3} \times 23,2 \frac{m^3}{d} = 53 \frac{kg}{d}
 \end{aligned}$$

För att beräkna inkommande eller utgående mängd under en viss period summeras beräknad mängd för alla månader som ingår i perioden.

Mängdreduktionen, p_m , beräknas därefter:

$$p_m = \frac{m_{in} - m_{ut}}{m_{in}} \quad (6)$$

där:

m_{in} Inkommande mängd till en markbädd vid en viss period

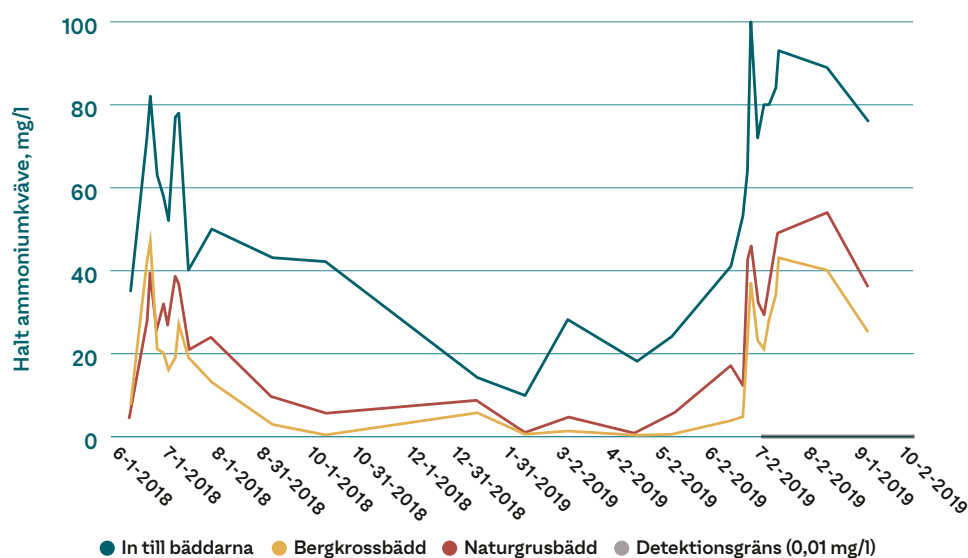
m_{ut} Utgående mängd från en markbädd under samma period

Bilaga F

Ammonium, nitrit och nitrat

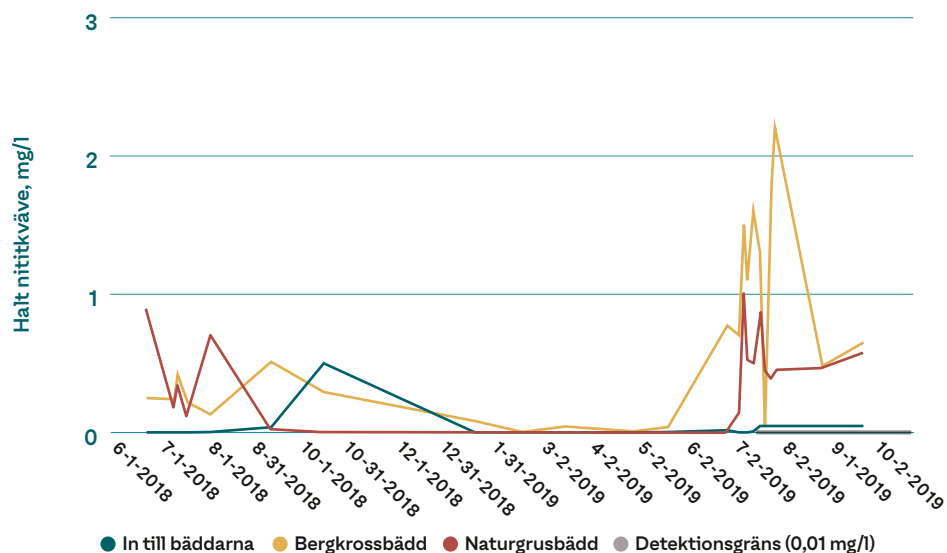
Uppmätta halter av ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve in och ut från markbäddarna visas i figur F.1, F.2 och F.3.

Det ska dock nämnas att summan av halterna ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve inte alltid summerade till halterna av totalkväve. Analyslaboratoriet som användes uppgavs också ha haft problem med analys av ammoniumkväve under en period. Det finns därför anledning att tolka värden på ammonium, nitrit och nitrat med viss försiktighet.



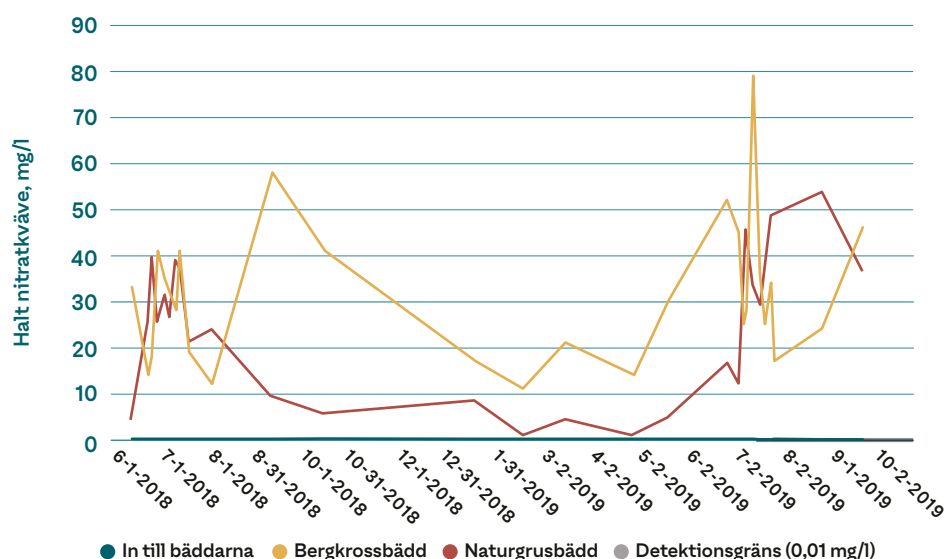
Figur F.1

Uppmätta halter av ammoniumkväve in till markbäddarna samt ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.



Figur F.2

Uppmätta halter av nitritkväve in till markbäddarna samt ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.



Figur F.3

Uppmätta halter av nitratkväve in till markbäddarna samt ut från bergkrossbädden respektive naturgrusbädden.

Bilaga G

Analysdata kemiska parametrar

Analysdata av kemiska parametrar in till bäddarna, efter markbädd med naturgrus och efter markbädd med bergkross redovisas i tabell G.2–G.4. Detektionsgränser för mätningarna visas i tabell G.1.

Tabell G.1

Detektionsgränser för kemiska analyser. (* Detektionsgräns varierade under perioden).

Datum	BOD7 mg/l	COD mg/l	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	PO4-P filt mg/l	Susp mg/l	Tot-N mg/l	Tot-P mg/l
2017-04-27	6	30	*	*	*	0,1	5	*	0,1

Datum	BOD7 mg/l	COD mg/l	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	PO4-P filt mg/l	Susp mg/l	Tot-N mg/l	Tot-P mg/l
2017-04-27	15	40				0,28	15	9,5	0,86
2017-05-12	18	47				0,25	15	8,4	0,78
2017-06-08	57	100				0,12	25	25	0,83
2017-06-21	81	120				0,1	30	21	0,77
2017-06-26	240	440				0,11	90	71	3,7
2017-07-04	210	320				0,1	8		0,19
2017-07-07	200	300				0,1	13	86	0,37
2017-07-11	210	320				0,1	7,8	96	0,26
2017-07-14	210	330				0,1	10	100	0,1
2017-07-20	230	360				0,1	12	120	0,31
2017-08-01	250	370				0,1	14	100	0,36
2017-08-15	270	410				0,1	44	93	0,88
2017-09-20	140	210				0,1	8	48	0,14
2017-10-05	120	180				0,1	5	41	0,1
2017-12-06		65				0,14	31		0,57
2018-01-25	6	30				0,1	5	4,7	0,1
2018-02-22	6	30				0,1	5	6	0,1
2018-03-14	10	30				0,1	6,8	7	0,11
2018-03-27	19	33				0,1	5	9,1	0,1
2018-03-31	65	110						14	
2018-04-02	89	120						32	
2018-04-06	42	65				0,1	14	18	0,18
2018-04-11	27	60				0,1	75	8,6	0,81
2018-04-13	13	37				0,12	65	5,1	0,58
2018-04-17	16	32				0,1	11	8,5	0,1
2018-04-20	9,1	48				0,1	56	3,7	0,28
2018-04-26	16	33				0,1	8	3,1	0,1
2018-05-31	160	240				0,1	16	42	0,58
2018-06-13	98	150	35		0,1	0,1	5,8	35	0,1
2018-06-20	130	200				0,1	5	53	0,17
2018-06-23	200	320	72	0,002	0,1			70	
2018-06-25	180	350	82		0,1		23	70	0,98

Datum	BOD7 mg/l	COD mg/l	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	PO4-P filt mg/l	Susp mg/l	Tot-N mg/l	Tot-P mg/l
2018-06-29	89	250	63		0,1		13	66	
2018-07-03	170	270	58		0,1		8	58	0,24
2018-07-06	160	270	52		0,1		11	72	
2018-07-10	180	290	77	0,002	0,1		13	80	0,49
2018-07-12	190	320	78	0,002	0,1		14	81	
2018-07-18	230	350	40	0,002	0,1	0,14	17	78	0,51
2018-08-01	220	330	50	0,005	0,1	0,1	13	96	0,26
2018-09-07	130	210	43	0,041	0,1	0,1	8,3	50	0,27
2018-10-09	89	140	42	0,5	0,17	0,1	5	51	0,13
2018-11-30	31	60				0,1	17		0,23
2018-12-06		45				0,1	16		0,16
2019-01-09	30	55	14	0,002	0,1	0,1	9,8	14	0,13
2019-02-07	9	30	9,7	0,002	0,1	0,1	5	10	0,1
2019-03-05	67	140	28	0,002	0,1	0,1	12	32	0,27
2019-04-16	38	85	18	0,002	0,1	0,1	13	20	0,22
2019-05-07	120	180	24	0,006	0,1	0,1	11	29	0,19
2019-06-12	120	180	41	0,019	0,15	0,1	6,5	55	0,16
2019-06-19	180	250	53	0,002	0,1	0,1	9,3	66	0,23
2019-06-22	270	380	64	0,002	0,1			89	
2019-06-24	290	440	100	0,002	0,1			100	0,94
2019-06-28	190	310	72	0,007	0,1	0,13	9,8	72	0,59
2019-07-02	220	340	80	0,05	0,005	0,1	12	100	0,41
2019-07-05	200	320	80	0,05	0,005	0,1	11	97	0,41
2019-07-09	200	340	84	0,05	0,005	0,1	13	97	0,53
2019-07-11	180	350	93	0,05	0,087	0,14	20	110	0,74
2019-07-16	170	340	*	*	*	0,1	12	97	0,37
2019-08-09	290	440	89	0,05	0,005	0,11	17	84	0,45
2019-09-03	230	357	76	0,05	0,026	0,1	13	83	0,23

Tabell G.2

Analysdata in till bäddarna
(utgående från kemverket).
(* Avvikande värde har
plockats bort).

Datum	BOD7 mg/l	COD mg/l	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	PO4-P filt mg/l	Susp mg/l	Tot-N mg/l	Tot-P mg/l
2017-04-27	6	30				0,1	5	2,6	0,1
2017-05-12	6	30				0,1	5	4,6	0,1
2017-06-08	6	30				0,1	5	26	0,1
2017-06-21	6	30				0,1	5	25	0,1
2017-06-26	6	39				0,1	5	15	0,1
2017-07-04	6	30				0,1	5	39	0,1
2017-07-07	6	30				0,1	5	49	0,1
2017-07-11	6	33				0,1	5	60	0,1
2017-07-14	6	32				0,1	5	61	0,1
2017-07-20	6	47				0,1	5	70	0,1
2017-08-01	6	36				0,1	5	88	0,1
2017-08-15	6	31				0,1	5	90	0,1
2017-09-20	6	30				0,1	5	48	0,1
2017-10-05	6	30				0,1	5	34	0,1
2017-12-06		30				0,1	5		0,1
2018-01-25	6	30				0,1	5	7,2	0,1
2018-02-22	6	30				0,1	5	7,1	0,1
2018-03-14	6	30				0,1	5	13	0,1
2018-03-27	6	30				0,1	5	9,4	0,1
2018-03-31	6	30						8,1	
2018-04-02	6	30						9,9	
2018-04-06	6	30				0,1	5	15	0,1
2018-04-11	6	30				0,1	5	13	0,1
2018-04-13	6	30				0,1	5	11	0,1
2018-04-17	6	30				0,1	5	7,7	0,1
2018-04-20	6	30				0,1	5	3,8	0,1
2018-04-26	6	30				0,1	5	3,5	0,1
2018-05-31	6	30				0,1	5	35	0,1
2018-06-13	6	30	4,3		35	0,1	5	37	0,1
2018-06-20	6	30				0,1	5	45	0,1
2018-06-23	12	43	26	0,89	16			42	
2018-06-25	7	43	40		17		5	57	0,1
2018-06-29	6	45	25		15		5	43	
2018-07-03	6	55	32		14		5	49	0,1
2018-07-06	6	33	26		17		5	51	
2018-07-10	6	44	39	0,18	28		5	65	0,1
2018-07-12	6	35	37	0,34	27		5	69	
2018-07-18	6	55	21	0,099	16	0,1	5	74	0,1
2018-08-01	6	48	24	0,72	19	0,1	11	71	0,1
2018-09-07	6	30	9,1	0,023	50	0,1	5	62	0,1
2018-10-09	6	30	5,6	0,002	33	0,1	5	39	0,1
2018-11-30	6	30				0,1	5		0,1
2018-12-06		30				0,1	5		0,1

Datum	BOD7 mg/l	COD mg/l	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	PO4-P filt mg/l	Susp mg/l	Tot-N mg/l	Tot-P mg/l
2019-01-09	6	30	8,7	0,007	15	0,1	5	25	0,1
2019-02-07	6	30	0,89	0,01	10	0,1	5	11	0,1
2019-03-05	6	30	4,4	0,009	18	0,1	5	24	0,1
2019-04-16	6	30	0,73	0,002	12	0,1	5	14	0,1
2019-05-07	6	30	5	0,004	24	0,1	5	30	0,1
2019-06-12	6	30	17	0,002	45	0,1	5	63	0,1
2019-06-19	10	32	12	0,14	28	0,1	5	44	0,1
2019-06-22	35	85	43	1	11			74	
2019-06-24	14	60	46	0,51	17			89	0,13
2019-06-28	6	39	32	0,5	32	0,1	5	90	0,1
2019-07-02	6	30	29	0,87	2,8	0,1	5	84	0,1
2019-07-05	6	46	37	0,45	38	0,1	5	83	0,1
2019-07-09	14	70	49	0,38	25	0,1	5	77	0,1
2019-07-11	12	55	49	0,45	28	0,1	6,8	85	0,1
2019-07-16	20	85	*	*	*	0,1	5	24	0,1
2019-08-09	23	110	54	0,46	9,7	0,1	17	88	0,1
2019-09-03	21	66	36	0,58	42	0,1	15	87	0,1

Tabell G.3

Analysdata från markbädd med naturgrus. (* Avvikande värde har plockats bort).

Datum	BOD7 mg/l	COD mg/l	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	PO4-P filt mg/l	Susp mg/l	Tot-N mg/l	Tot-P mg/l
2017-04-27	6	30				0,1	5	9,1	0,1
2017-05-12	6	30				0,1	5	8,7	0,1
2017-06-08	6	30				0,1	5	28	0,1
2017-06-21	6	30				0,1	5	21	0,1
2017-06-26	22	75				0,1	9,3	39	0,16
2017-07-04	6	44				0,1	5	68	0,1
2017-07-07	7	44				0,1	5	62	0,1
2017-07-11	11	60				0,1	5	73	0,1
2017-07-14	11	44				0,1	5	67	0,1
2017-07-20	15	65				0,1	5	73	0,1
2017-08-01	12	55				0,1	5	81	0,1
2017-08-15	6	32				0,1	5	76	0,1
2017-09-20	6	30				0,1	5	52	0,1
2017-10-05	6	30				0,1	5	41	0,1
2017-12-06		30				0,1	5		0,1
2018-01-25	6	30				0,1	5	6,8	0,1
2018-02-22	6	30				0,1	5	7,4	0,1
2018-03-14	6	30				0,1	5	11	0,1
2018-03-27	6	30				0,1	5	8,7	0,1
2018-03-31	10	30						8,6	
2018-04-02	6	30						18	
2018-04-06	6	30				0,1	5	20	0,1
2018-04-11	6	30				0,1	5	13	0,1
2018-04-13	6	30				0,1	5	10	0,1
2018-04-17	6	30				0,1	5	7,5	0,1
2018-04-20	6	30				0,1	5	4,5	0,1
2018-04-26	6	30				0,1	5	4,3	0,1
2018-05-31	33	60				0,1	5	35	0,1
2018-06-13	6	30	7,5		33	0,1	5	41	0,1
2018-06-20	9	30				0,1	5	48	0,1
2018-06-23	56	96	42	0,25	14			57	
2018-06-25	15	47	47		18		5	58	0,1
2018-06-29	6	30	21		41		5	84	
2018-07-03	6	36	20		35		5	63	0,1
2018-07-06	6	30	16		32		5	62	
2018-07-10	6	31	19	0,24	28		5	63	0,1
2018-07-12	6	30	27	0,42	41		5	67	
2018-07-18	6	38	19	0,22	19	0,1	5	78	0,1
2018-08-01	6	33	13	0,13	12	0,1	24	66	0,1
2018-09-07	6	30	2,7	0,51	58	0,1	5	73	0,1
2018-10-09	6	30	0,25	0,29	41	0,1	5	44	0,1
2018-11-30	6	30				0,1	5		0,1
2018-12-06		30				0,1	5		0,1

Datum	BOD7 mg/l	COD mg/l	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	PO4-P filt mg/l	Susp mg/l	Tot-N mg/l	Tot-P mg/l
2019-01-09	6	30	5,6	0,084	17	0,1	5	22	0,1
2019-02-07	6	30	0,34	0,004	11	0,1	5	11	0,1
2019-03-05	6	30	1,2	0,043	21	0,1	5	22	0,1
2019-04-16	6	30	0,12	0,009	14	0,1	5	16	0,1
2019-05-07	6	30	0,3	0,04	30	0,1	5	31	0,1
2019-06-12	6	30	3,6	0,77	52	0,1	5	67	0,1
2019-06-19	6	30	4,6	0,7	45	0,1	5	61	0,1
2019-06-22	8	37	23	1,5	25			68	
2019-06-24	10	43	37	1,1	28			89	0,1
2019-06-28	6	30	23	1,6	79	0,1	5	85	0,1
2019-07-02	8	34	21	1,3	36	0,1	5	67	0,1
2019-07-05	6	43	28	0,05	25	0,1	5	77	0,1
2019-07-09	6	35	34	1,8	34	0,1	5	74	0,1
2019-07-11	10	55	43	2,2	17	0,1	5	93	0,1
2019-07-16	10	55	*	*	*	0,1	5	92	0,1
2019-08-09	6	45	40	0,48	24	0,1	5	72	0,1
2019-09-03	6	28	25	0,65	46	0,1	5	73	0,1

Tabell G.4

Analysdata ut från markbädd med bergkross. (* Avvikande värde har plockats bort).

Bilaga H

Analysdata mikrobiologiska parametrar

Mikrobiologiska analysdata in till bäddarna, efter markbädd med naturgrus och efter markbädd med bergkross redovisas i tabell H.1–H.3.

Datum	Koliforma bakterier	Escherichia coli (CFU/100 ml)	Intestinala enterokocker
2017-04-27		73 000	
2017-06-08	>2 400 000	150 000	11 000
2017-06-21	>2 400 000	370 000	43 000
2017-06-30	>2 400 000	43 000	2 360
2017-07-07	>2 400 000	83 000	3 000
2017-07-14	>2 400 000	74 000	720
2017-08-01	2 400 000	190 000	10 000
2017-08-15	>2 400 000	820 000	860
2017-09-20	99 000	400	<10
2017-10-05	250 000	11 000	630
2017-12-06	30	<10	<10
2018-01-25	16 000	2 800	<10
2018-03-14	25 000	25 000	<10
2018-03-27	14 000	2 000	<10
2018-04-06	>2 420 000	>2 420 000	2 000
2018-04-11	40 000	2 600	30
2018-04-13	44 000	11 000	20
2018-04-17	1 500	270	<10
2018-04-20	78 000	39 000	20
2018-04-26	630	50	<10
2018-05-31	>2 400 000	610 000	5 200
2018-06-13	61 000	6 700	1 300
2018-06-20	>2 400 000	>2 400 000	15 530
2018-06-25	>2 400 000	>2 400 000	820 000
2018-06-29	>2 420 000	1 733 000	26 000
2018-07-03	>2 400 000	2 000 000	12 000
2018-07-06	>2 420 000	816 000	10
2018-07-10	>2 400 000	2 400 000	81 000
2018-07-12	>2 400 000	1 600 000	70 000
2018-08-01	>2 420 000	649 000	78 000
2018-09-07	920 000	150 000	<10
2018-11-23	74 000	52 000	10
2018-12-06	11 000	4 900	<10
2019-01-09	11 000	2 500	3 000
2019-02-07	17 000	6 900	<10
2019-03-05	10 000	2 500	10
2019-04-16	5 900	4 100	<10
2019-05-07	8 600	1 500	30

Datum	Koliforma bakterier	Escherichia coli (CFU/100 ml)	Intestinala enterokocker
2019-06-19	>2 400 000	>2 400 000	>2 420 000
2019-06-24	>2 420 000	242 000	310 000
2019-06-28	>2 400 000	>2 400 000	167 000
2019-07-02	>2 420 000	>2 420 000	91 000
2019-07-05	>2 420 000	1 203 300	26 000
2019-07-09	>2 420 000	1 203	55 000
2019-07-11	>2 400 000	>2 400 000	>2 420 000
2019-07-16	>2 420 000	>2 420 000	65 000
2019-08-10	>2 420 000	1 966 000	7 270
2019-09-03	>2 400 000	290 000	6 100

Tabell H.1

Mikrobiologiska analysdata
in till bäddarna (utgående
från kemverket).

Datum	Koliforma bakterier	Escherichia coli (CFU/100 ml)	Intestinala enterokocker
2017-04-27		250	
2017-06-08	20	10	<10
2017-06-21	10	<10	<10
2017-06-30	460	<10	<10
2017-07-07	920	<10	<10
2017-07-14	560	10	<10
2017-08-01	990	<10	<10
2017-08-15	400	<10	<10
2017-09-20	89	<10	<10
2017-10-05	40	<10	<10
2017-12-06	<10	<10	<10
2018-01-25	<10	<10	<10
2018-03-14	89	<10	<10
2018-03-27	30	10	<10
2018-04-06	30	<10	20
2018-04-11	<10	<10	<10
2018-04-13	<10	<10	<10
2018-04-17	<10	<10	<10
2018-04-20	<10	<10	<10
2018-04-26	<10	<10	<10
2018-05-31	440	<10	<10
2018-06-13	<10	<10	<10
2018-06-20	370	20	<10
2018-06-25	91 000	6 900	1 200
2018-06-29	365 000	76 000	<10
2018-07-03	110 000	30 000	1 700
2018-07-06	111 000	4 000	<10

Datum	Koliforma bakterier	Escherichia coli (CFU/100 ml)	Intestinala enterokocker
2018-07-10	20 000	1 900	380
2018-07-12	96 000	6 900	690 000
2018-08-01	9 200	160	26 000
2018-09-07	170	<10	<10
2018-11-23	20	<10	<10
2018-12-06	220	<10	<10
2019-01-09	170	<10	<10
2019-02-07	10	<10	<10
2019-03-05	10	<10	<10
2019-04-16	50	<10	<10
2019-05-07	20	<10	<10
2019-06-19	1 700	380	<10
2019-06-24	15 200	14 140	<10
2019-06-28	3 260	480	4 350
2019-07-02	2	<10	<10
2019-07-05	4 610	305	<10
2019-07-09	>2 420 000	9 200	<10
2019-07-11	28 000	2 000	7 000
2019-07-16	345 000	8 700	>2 420 000
2019-08-10	201 000	22 000	10
2019-09-03	41 000	410	<10

Tabell H.2
Mikrobiologiska analysdata ut från markbädd med naturgrus.

	Koliforma bakterier	Escherichia coli (CFU/100 ml)	Intestinala enterokocker
2017-04-27		38	
2017-06-08	3 900	240	10
2017-06-21	8 600	170	<10
2017-06-30	17 000	<10	10
2017-07-07	86 000	160	20
2017-07-14	10 000	69	10
2017-08-01	66 000	<10	1 000
2017-08-15	6 100	79	<10
2017-09-20	3 800	20	<10
2017-10-05	760	<10	<10
2017-12-06	24 000	4 300	1 400
2018-01-25	10	<10	<10
2018-03-14	210	190	10
2018-03-27	170	40	10
2018-04-06	40	<10	<10
2018-04-11	<10	<10	<10

Datum	Koliforma bakterier	Escherichia coli (CFU/100 ml)	Intestinala enterokocker
2018-04-13	<10	<10	<10
2018-04-17	20	<10	<10
2018-04-20	340	310	<10
2018-04-26	10	<10	<10
2018-05-31	>2 400 000	40 000	10 000
2018-06-13	1 200	530	<10
2018-06-20	330 000	290 000	170
2018-06-25	20 000	1 800	130
2018-06-29	3 650	930	<10
2018-07-03	1 000	180	<10
2018-07-06	38 000	8 660	20
2018-07-10	24 000	3 500	210
2018-07-12	5 800	33 000	110 000
2018-08-01	25 000	5 800	240 000
2018-09-07	650	<10	10
2018-11-23	130	<10	<10
2018-12-06	280	<10	<10
2019-01-09	180	20	2 000
2019-02-07	10	<10	<10
2019-03-05	130	10	<10
2019-04-16	10	<10	<10
2019-05-07	10	<10	<10
2019-06-19	500	150	<10
2019-06-24	81 600	5 400	12 000
2019-06-28	2 250	490	443
2019-07-02	161 000	41 000	1 500
2019-07-05	119 800	19 900	350
2019-07-09	>2 420 000	4 100	210
2019-07-11	110 000	13 000	5 000
2019-07-16	>2 420 000	>2 420 000	4 000
2019-08-10	44 000	5 000	1 000
2019-09-03	24 000	810	10

Tabell H.3
Mikrobiologiska analysdata ut från markbädd med bergkross.

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