

SMÅ AVLOPP – PROVTAGNING I FÄLT

SMALL SCALE WASTEWATER TREATMENT – FIELD SAMPLING



Johan Hedin

Bärmö 156, 193 91 Sigtuna, e-post: johan.olof.hedin@gmail.com

Abstract

A model for establishing effluent limitations for small scale wastewater treatment is presented in this article. The effluent limitations are based on the publication HVMFS 2016:17 from the Swedish Agency for Marine and Water Management. The proposed limitations have been adjusted based on waste content, water consumption and uncertainty of measurement. In addition, an analysis of field sampling of Swedish small scale wastewater treatment units have been made. Based on the results for various techniques models for how to calculate upper one-sided confidence intervals are presented. These confidence intervals can then be used for comparison with the effluent limitations. Variations in water consumption have a large impact on the effluent. It could at least differ a factor of 5 for different households. Hence there is an obvious risk that households with low water consumption are investigated though they meet expected reductions. On the other end households with a high consumption are let go even though the process is malfunctioning. Techniques for so called high protection level, i.e. higher demand on reduction of nitrogen and phosphorus, are showing a large spread of data and hence continuous sampling in combination with a water meter should be applied.

Sammanfattning

I denna artikel presenteras en modell för hur man kan fastställa maximala halter för utsläpp från små avlopp. Dessa värden är i rapporten betecknade som ”begränsningsvärden” och baseras på utgående halter angivna i de allmänna råden från Havs- och Vattenmyndigheten, HVMFS 2016:17. Halterna har justerats med avseende på inkommande föroreningar, vattenförbrukning samt mätosäkerhet. Vidare har data från projekt där man provtagit små avlopp analyserats. Utifrån spridningen i reningsresultat för olika tekniker ges därefter förslag på hur man kan beräkna övre konfidensgränser, ÖKG, för en anläggnings medelutsläpp. ÖKG kan därefter jämföras med ett begränsningsvärde. En diskussion förs också kring kvalitetssäkring och tillförlitlighet i rapporterade provtagningar. Variationer i vattenförbrukning har stor påverkan på utgående halter. Man kan förvänta sig att det kan skilja åtminstone en faktor 5 mellan olika fastigheter. Därmed finns en uppenbar risk att hushåll med låg vattenförbrukning utreds trots en fungerande reduktion medan hushåll med hög vattenförbrukning inte utreds trots en ej fungerande reduktion. Tekniker för hög skyddsnivå uppvisar stor spridning i reningsresultat varför det borde krävas löpande provtagning i kombination med att vattenmätare installeras.

Keywords: small scale waste water treatment, field sampling, effluent limitations

Inledning

Under avsnittet miljöskydd i Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd om små avloppsanläggningar för hushållspillvatten (Havs- och vattenmyndigheten, 2016), "AR Små Avlopp", anges reduktioner av föroreningar som små avlopp förväntas uppnå. Detta leder till att små avlopp provtas i fält.

När man provtar med avseende på miljöskydd gör man det genom att mäta halten, normalt uttryckt som mg/l. För att kunna bestämma reduktioner i enlighet med AR Små Avlopp behöver man kunna provta både inkommande och utgående spillvatten. Att mäta inkommande halter i fält är tekniskt avancerat och mycket kostsamt varför det inte är praktiskt möjligt att genomföra. För en specifik anläggning är det därmed inte möjligt att bestämma den exakta reduktionen. I AR Små Avlopp har man löst detta genom att i en omvandlingstabell i bilaga 1 ange tillåtna utgående halter baserat på antagandet att en person producerar 170 l spillvatten per dygn.

Ett flertal parametrar som påverkar utgående halt kan variera stort. Vattenförbrukningen är det mest påtagliga exemplet. I fält har man uppmätt en variation för 20 anläggningar på mellan 30 och 400 l/p,d (Naturvårdsverket, 1998). Ytterst få hushåll med små avlopp har vattenmätare varför man kan utgå ifrån att man inte känner till flödet genom anläggningen. Om man jämför ett stickprov med bilaga 1 i AR Små Avlopp är risken därmed mycket stor för att man fattar beslut på felaktiga grunder.

Denna studie omfattar endast utsläpp från anläggningar enligt definitionen i AR Små Avlopp, d.v.s. upp till 25 pe. Målet är att föreslå en metod för hur begränsningsvärden kan fastställas och där-

efter hur enstaka stickprov skall kunna relateras till dessa begränsningsvärden.

Metodik

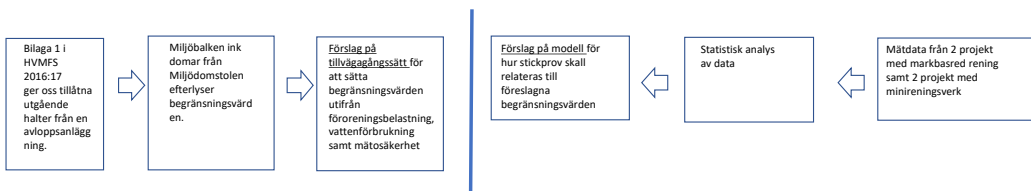
En viktig intressegrupp vid provtagning är fastighetsägare. Därför måste vald metod vara enkel att förstå. Ett enkelt samband presenteras i figur 1, d.v.s. att tagna stickprov inte skall överskrida begränsningsvärdet. Begränsningsvärdet bör baseras på de reduktioner som ges i AR Små Avlopp. Men inkommande föroreningar, vattenförbrukning samt i det enskilda fallet matosäkerhet måste beaktas för att få ett mer rättvisande värde.

Vidare inses lätt att ett enkelt stickprov inte kan nyttjas för jämförelse med begränsningsvärdet. Slumpen kan göra att man får ett provsvar långt under vad anläggningen i medeltal släpper ut. Därmed måste man hitta en metod för att skatta den enskilda anläggningens utsläpp. Ansatsen har varit att söka skatta ett ensidigt konfidensintervall vilket gör att det är ovanligt att vi överskattar anläggningens funktion. Vidare är det viktigt att detta kan ske med så få prover i fält som möjligt. För att kunna göra en skattning på en enskild anläggning kan man behöva tillgång till data från tidigare provtagningar i fält. Har man 15 – 30 observationer per teknik kan man räkna med att medelvärdet av observationerna är approximativt normalfördelat (Jogréus, 2014). Följande fyra studier har utgjort grund för den statistiska utvärderingen:

Studie 1, Markbäddars funktion (Naturvårdsverket, 1998).

Rapporten redovisar inventering samt provtagning i fält av 20 markbäddar med en ålder mellan 3 och 19 år. Noggrannheten vid genomförandet

Begränsningsvärden för tillsyn > Stickprov tagna i fält



Figur 1. Vald modell för studien.

var hög. Man installerade vattenmätare på samtliga anläggningar samt tog prov på kloridhalten ut ur slamavskiljare och ut ur bädd för att bedöma utspädningen med ovidkämmande vatten. Vattenförbrukningen var därmed känd för alla anläggningar och ev. inläckage eller liknande kunde detekteras. Värt att notera är också att angivna reduktionerna bara är över bädden, d.v.s. reduktionen i slamavskiljaren tillkommer.

Studie 2, Markbaserad rening – en studie av funktion i fält (Hedin, 2018).

Studien genomfördes under sommaren 2017 då 4 studenter inventerade funktionen i fält för motsvarande 217 hushåll. Markbäddarna var mellan 3 och 10 år och prov kunde tas ut bädd på 35 anläggningar. Då prov inte togs på kloridhalten har BOD_7 - värden ut bädd jämförts mellan denna studie och studien ovan. Ett statistiskt hypotestest (Wilcoxon-Mann-Whitney) ger p-värdet 0,22, vilket innebär att vi inte har någon statistiskt säkerställd skillnad mellan gruppernas BOD_7 - värden. Vi har därmed inga belegg för att värdena i denna studie skulle vara utspädda. Detta stämmer väl överens med studenternas observationer då sommaren 2017 var torr och grundvattennivåerna samtidigt var låga i Uppland (Hedin, 2018).

Studie 3, Tillsyn på minireningsverk inklusive mätning av funktion (Länsstyrelsen i Västra Götaland, 2009).

Syftet med studien var att undersöka om minireningsverk uppfyllde de krav som Naturvårdsverket då ställde. Man tog prov ut på 114 anläggningar med funktion för hög skyddsnivå. Den sammantagna benämningen på de installerade systemen var minireningsverk men några anläggningar var av typen markbädd kompletterade med teknik för reduktion av fosfor. Samtliga anläggningar hade varit i drift och normalbelastade i minst två månader före provtagningen.

Studie 4, Surrogatparametrar – en kostnads-effektiv metod att följa upp små avloppsanläggningars funktion (Albinsson m.fl., 2018).

I detta projekt undersökte man om s.k. surrogat-

parametrar kan användas vid funktionskontroll, d.v.s. enklare metoder för analys av utgående spillvatten. Sammantaget 86 prover från sommaren 2017 har utgjort underlag i denna studie. 35 var av typen markbädd kompletterade med teknik för reduktion av fosfor. Rådata från dessa mätningar har bearbetats. Projektet var ett samarbete mellan ett flertal kommuner med Ecoloop AB som projektledare. Författaren vill härmed framföra sitt tack för att projektet ställt data till förfogande.

Docent Måns Thulin vid statistikonsult.com har varit behjälplig vid den statistiska bearbetningen av data. (Thulin, 2019).

Resultat

Inkommande hushållsspillvatten

Kraven i AR Små Avlopp uttrycks som reduktioner. Därmed måste vi bilda oss en uppfattning om inkommande hushållsspillvatten. Ett hushållsspillvatten kan variera betydligt i sin sammansättning. De ingående komponenterna kan variera i koncentration inte bara under dygnet utan även under längre tidsperioder (Nilsson, 1979). T ex finns två svenska undersökningar som sammantaget pekar på att mängden fekalier från män är dubbelt så stor som från kvinnor (Naturvårdsverket, 1995). Denna spridning per hushåll vore givetvis intressant att kunna fånga upp. Det finns internationella sammanställningar av den spridning man kan vänta sig (Henze m.fl., 2008). Däremot finns inget motsvarande för våra förhållanden. Istället har man valt att utgå från vad en normalperson schablonmässigt avger per dygn (Havs- och vattenmyndigheten, 2016), s.k. schablonvärden. Nedan följer en genomgång av dessa värden för inkommande föroreningar och för vattenförbrukning.

Tabell 1 redovisar några referenser avseende inkommande föroreningar. Utöver föroreningsmängd (g/p,d) är även kvoterna BOD_5/P samt N/P redovisade. Enligt Jönsson (2019) skall mängden tot-P justeras ner till 1,7 g/p,d för att svara mot att användningen av fosfat i tvätt- och rengöringsmedel minskat sedan 2005.

Raden "Ut SA 25 prov" avser 25 stickprov tagna i fält och redovisar ett överslag som kan användas då slamavskiljare ingår i anläggningen.

Tabell 1. Inkommande föroreningar.

	BOD ₇ (g/p,d)	tot-P (g/p,d)	tot-N (g/p,d)	BOD ₇ /P	N/P
HVMFS 2016:17	48	2	14	24	7
Balmér 2015	70	1,6	14	44	9
SMED 2015	65	1,7	13,7	38	8
Jönsson m.fl. 2005	73	2,1	14	35	7
Ut SA 25 prov (4 anläggningar med 3,75 personer i snitt)*	78	1,7	14**	44	8
Vald inkommande föroreningsbelastning	65	1,7	13,7	38	8

*prover tagna mellan 2012 och 2015

**antaget värde för att kunna räkna baklänges på vattenförbrukning

Utifrån antagandet att reduktionen av tot-N i slamavskiljaren är 10 % (SMED, 2015) samt att kväveproduktionen per person är konstant och 14 g/p,d kan man om utgående halt tot-N och antalet personer är kända räkna fram ett värde på vattenförbrukningen. Därefter kan man m.h.a. vattenförbrukningen och utgående halter samt reduktion över slamavskiljaren (SMED, 2015) räkna ut inkommande mängd föroreningar för BOD₇ samt tot-P. Observera att detta enbart är ett enkelt överslag och det skall för en enskild anläggning bara ses som en indikation. Beräknade värden för BOD₇ och tot-P enligt detta överslag ligger nära värdena från de senast genomförda studierna. BOD₇ värdet är aningen högt men man skall då beakta att nedbrytningen innan slamavskiljaren troligtvis är försumbar.

I bilaga 1 i AR Små Avlopp anges som inkommande mängd BOD₇ 48 g/p,d. Denna siffra återfinns i Naturvårdsverkets rapport 4425 (1995). Balmér (2015) redovisar 70 g/p,d in till kommunalt reningsverk och påpekar att viss nedbrytning av organiskt material då redan skett. Mot bakgrund av detta torde värdet från Jönsson m.fl. (2005) vara en rimligare nivå.

I sammanhanget kan det vara värt att notera att Naturvårdsverket 1994 gav ut föreskrifter för utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse och där anger man i definitionen av 1 pe att den specifika föroreningsmängden för BOD₇ är 70 g/p,d (Statens Naturvårdsverks författningssamling, 1994). Samma definition används i AR Små Avlopp då

dimensioneringen av ett hushåll skall baseras på ett antagande om lägst 5 pe vilket innebär en halt BOD₇ in på 410 mg/l (vid antaget flöde 170 l/p,d). Uppföljningen i fält däremot skall enligt bilaga 1 ske utifrån en inkommande halt på 280 mg/l vilket vid samma flöde ger en inkommande belastning på 48 g/p,d, se tabell 1.

De värden på inkommande föroreningar som valts för denna studie är desamma som i SMED (2015), se tabell 1. Vi har begränsat stöd för att detta är förväntade väntevärden. Vi har ännu mindre uppfattning om någon form av standardavvikelse.

Den andra parametern som styr inkommande hushållsspillvatten är vattenförbrukningen, se tabell 2. Det är viktigt att skilja på förbrukning i kommunala nät och förbrukning i små avlopp. Har Du eget avlopp kommer graden av hemmavaro att styra hur mycket Du belastar avloppet. För permanentboende antas hemmavaron vara 65% (SMED, 2015). Detta skall tolkas så att både inkommande föroreningar och vattenförbrukning reduceras till 65 %. Vad gäller den utgående halten behöver man därmed inte hålla reda på hemmavaron men det finns en stor poäng med att nyttja en faktor för hemmavaro då det ger oss en bild av den verkliga vattenförbrukningen.

För värdena ”Ut SA 25 prov” i tabell 2 har dock beräkningen gjorts utifrån antagandet om 100 % hemmavaro. I redovisningen av min- och maxvärde i tabell 2 har heller inte det lägsta och det största värdet för ”Ut SA 25 prov” tagits med.

Tabell 2. Vattenförbrukning.

	Vattenförbrukning (l/p,d)	Min (l/p,d)	Max (l/p,d)
NV 4895 1998 (effekt av hemmavaro inkluderad i mätningarna)	120	30	400
HVMFS 2016:17	170	150	200
SMED 2015	170		
Svenskt Vatten 2017	140		
Svensk Vatten 2007	170		
Svenskt Vatten 1993	199		
Ut SA 25 prov (4 anläggningar med 3,75 personer i snitt)*	144	66	257
Valt flöde (effekt av hemmavaro inkluderad)	84		

*prover tagna mellan 2012 och 2015, beräknade värden enligt samma princip som i tabell 1

I studie 1, Markbäddars funktion (Naturvårdsverket, 1998) installerades vattenmätare på samtliga anläggningar. Uppmätt vattenförbrukning varierade mellan 30 – 400 l/p,d. Medelförbrukningen inkluderat effekten av hemmavaro var 120 l/p,d. Omräknat till 100 % hemmavaro var då vattenförbrukningen 185 l/p,d vilket är väl i linje med statistik från Svenskt Vatten, Hedenberg (2019).

Hushållens vattenanvändning toppade i mitten av 1990-talet och går nu nedåt. På 10 år mellan 2007 och 2017 har vattenförbrukningen per person gått ner med 18 %. Detta slår igenom på inkommande halter. Därmed kan man idag inte relatera vattenförbrukningen till det i AR Små Avlopp angivna värdet 170 l/p,d.

Det värde på vattenförbrukning som valts i denna studie är 84 l/p,d. Det baseras på medelförbrukningen 120 l/p,d i Markbäddars funktion (Naturvårdsverket, 1998) vilken räknats om till dagens nivå med stöd av data i tabell 2, d.v.s $120 \times 140/199 = 84$ l/p,d. Detta är då väntevärdet för det

flöde som belastar små avlopp inklusive effekt av hemmavaro. En uppfattning om storleksordningen på standardavvikelsen kan man få om man tittar på de 20 anläggningar som hade vattenmätare i studie 1, Markbäddars funktion (Naturvårdsverket, 1998). Standardavvikelsen där är av samma storleksordning som väntevärdet vilket indikerar en stor förväntad spridning mellan olika fastigheter.

Mätosäkerhet

I tabell 3 har Synlab redovisat mätosäkerheten för BOD₇, tot-N och tot-P. För samtliga parametrar finns en nedre rapporteringsgräns samt två intervall för mätosäkerheten. Vi antar i det fortsatta att mätosäkerheten är normalfördelad (Kindeberg, 2019).

Som framgår av tabell 3 är mätosäkerheten så stor att den bör beaktas. Detta gäller främst för BOD₇. För denna studie är intervall 2 intressant. Ju fler stickprov man tar på en och samma anläggning desto mindre inverkan kommer mätosäker-

Tabell 3. Mätosäkerhet, angivna värden baseras på 95 % konfidensintervall.

		Intervall 1	Mätosäkerhet (mg/l)	Intervall 2	Mätosäkerhet (%)
	Nedre rapporteringsgräns	Intervall (mg/L)		Intervall (mg/l)	
BOD ₇	3 mg/l	3 - 9 mg/l	1,8 mg/l	>9 mg/l	20%
tot-P	0,005 mg/l	0,005 - 0,05 mg/l	0,005 mg/l	>0,05 mg/l	10%
tot-N	0,1 mg/l	0,1 - 1 mg/l	0,15 mg/l	>1 mg/l	15%

heten att ha. En rimlig ansats är att inte beakta mätosäkerheten när man har tillgång till fler än 5 stickprov. Därmed kommer de begränsningsvärden som föreslås nedan att ha två nivåer, en vid 5 eller färre prover och en däröver.

Begränsningsvärden

I tabell 4 presenteras en modell för hur begränsningsvärden skulle kunna fastställas. Utgångspunkten är de halter som anges i bilaga 1 i AR Små Avlopp. Uppställningen i figuren bygger sedan på att man i steg skall kunna se de justeringar som görs:

- Justering 1 avser att valda värden för inkommande föroreningar ersätter de som anges i bilaga 1 i AR Små Avlopp.
- Justering 2 avser att dessa valda inkommande föroreningar reduceras till 65 % för att ta hänsyn till hemmavaro.
- Justering 3 avser att vald vattenförbrukning ersätter 170 l/p,d som anges i bilaga 1 i AR Små Avlopp.
- Justering 4 avser mätosäkerhet och här lägger man till mätosäkerheten för intervall 2 enligt Synlab då det är rimligt att kunna beakta den mest ogynnsamma situationen.

Det framgår tydligt av uppställningen i tabell 4 att vattenförbrukningen är den parameter som har enskilt störst inverkan vid justering av de ursprungliga värdena.

Därmed kan vi ställa upp tabell 5 avseende begränsningsvärden. Dessa värden skall då relateras till stickprov tagna i fält.

Stickprov tagna i fält

I AR Små Avlopp uttrycks en reduktion enligt följande: "Avloppsanordningen kan förväntas uppnå minst X % reduktion av". Som nämndes redan under avsnittet metodik inses lätt att ett enskilt stickprov inte kan nyttjas för jämförelse med begränsningsvärdet. Slumpen kan göra att man får ett provsvar långt under vad anläggningen i medeltal släpper ut. Det är också så att det inte räcker med ett medelvärde av några tagna stickprov. Vi söker istället en lämplig övre gräns för utsläppen som det är sannolikt att vi inte går över.

För att kunna relatera stickprov till begränsningsvärden föreslås att man beräknar övre konfidensgränser, ÖKG, för anläggningens medelutsläpp. Utifrån de stickprov som har tagits på en aktuell anläggning får vi då en övre gräns för hur stort medelutsläppet kan vara. I 95 % av alla undersökningar kommer metoden ett ge ett värde som är högre än det faktiska medelutsläppet. Om ÖKG ligger under begränsningsvärdet, se tabell 5, så är det statistiskt säkerställt att medelutsläppet också ligger under begränsningsvärdet ($p < 0,05$). För att kunna beräkna ÖKG behöver man känna till standardavvikelsen för den typ av anläggning man är intresserad av. För att undersöka om man kan fastställa standardavvikelsen utifrån underlaget i de fyra svenska studier vi har tillgång till har anläggningarna delats in i tre olika grupper, markbaserad rening – normal skyddsnivå, markbaserad rening - hög skyddsnivå samt minireningsverk – hög skyddsnivå.

Data för dessa grupper framgår av appendix 1 – 3.

Tabell 4. Modell för beräkning av begränsningsvärden.

	HVMFS 2016:17	Justering 1	Justering 2	Justering 3	Justering 4
		Föroreningsbelastning	Hemmavaro	Vattenförbrukning	Mätosäkerhet
	(mg/l vid 170 l/p,d)	(170 l/p,d)	(65 % vid 170 l/p,d)	(65 % vid 84 l/p,d)	(% enligt Synlab)
BOD ₇ (mg/l)	30	38,2	24,9	50,3	60,4
tot-N HS (mg/l)	40	40,3	26,2	53,0	61,0
tot-P HS (mg/l)	1,0	1,0	0,7	1,3	1,4
tot-P NS (mg/l)	3,0	3,0	2,0	3,9	4,3

Tabell 5. Föreslagna begränsningsvärden för små avlopp ($n =$ antalet stickprov).

	$n > 5$	$n < 5$
BOD ₇ (mg/l)	50	60
tot-N HS (mg/l)	53	61
tot-P HS (mg/l)	1,3	1,4
tot-P NS (mg/l)	3,9	4,3

Följande har beaktats:

- För att kunna jämföra halter har samtliga studier räknats om till dagens nivå, d.v.s. utgående halter har relaterats till nivån för 2017 års vattenförbrukning, se tabell 2. För studie 1 kunde detta enkelt göras per stickprov då vattenmätare var installerad. För studie 3 är detta gjort genom att vattenförbrukningen 2007 relaterats till 2017. Studie 2 och 4 är bägge genomförda 2017 varför ingen justering behöver göras.
- Provtagning på ett stort antal minireningsverk i Norge visar att man kan vänta sig i stort sett samma medelvärden vid stick- och dygnsmedelprover (Johannessen m.fl., 2011). På säkra sidan antas i denna studie att detta även gäller för markbaserad rening.
- Johannessen m.fl. (2008) framför att man bör stryka stickprov ut anläggning som ligger över inkommande halter då ingen anläggning långsiktigt kan släppa ut mer än man tillför. 2 st. tot-N värden över 180 mg/l för minireningsverk, 8 st. tot-P värden över 20 mg/l för minireningsverk samt 1 st. tot-P värde för markbädd – normal skyddsnivå har strukits vid beräkning av väntevärdet för respektive grupp. Detta har skattats m.h.a. medelvärdet. Värdena är dock inte strukna i appendix 1 – 3.
- Beräkningarna nedan bygger på ett antagande om att mätvärdena är normalfördelade.

För grupperna gäller sedan följande.

Markbaserad rening – normal skyddsnivå framgår av appendix 1. Sammanlagt är det 30 prover varav 16 från studie 1 och 14 från studie 2. Samtliga bäddar i studie 1 som belastas med enbart bad-, disk- och tvättvatten har strukits. Bäddar från stu-

die 1 som är felbyggda, bäddar där kloridhalten påvisar inläckage samt bäddar med oförklarligt stora variationer av flödet har strukits.

Vid tidpunkten för studie 1 användes fortfarande den gamla typen av disk- och tvättmedel som innehöll fosfater. I rapporten är detta noterat och i dessa fall har utgående halt tot-P reducerats med en faktor 0,8. Det behöver inte i alla fall vara ett antagande på säkra sidan att reducera tot-P ut (Nilsson, 2019). För beräkningen av ÖKG enligt uttryck (1) nedan får dock antagandet anses rimligt.

Provtagna anläggningar från studie 2 uppvisar inga tecken på bristande funktion utan skall i sammanhanget anses fungera som avsett.

Då vi har tillgång till mätdata från ett större antal fungerande anläggningar av samma typ så kan ÖKG beräknas enligt följande. Vi börjar med att beräkna σ (sigma), standardavvikelsen för de logaritmerade mätvärdena från alla anläggningar. Om vi sedan har n stycken mätningar x_1, x_2, \dots, x_n från den anläggning som nu ska undersökas så fås den övre konfidensgränsen som

$$\text{ÖKG} = \exp\left(\frac{1}{n} \sum \ln(x_i) + \frac{1,64 \cdot \sigma}{\sqrt{n}}\right) \quad (1)$$

Det räcker med att man har gjort en enda provtagning för att ÖKG-värdet ska kunna beräknas men det är oftast att föredra att ta flera stickprov. Osäkerheten i skattningen minskar ju flera mätvärden man har tillgång till varför det kan vara motiverat med flera stickprov om man ligger högt.

Räkneexempel: antag att vi har tre stickprov för BOD₇ från en anläggning, med värdena 3, 8 och 16. För data från studie 1 och 2 fås $\sigma=1,146$ för BOD₇ (efter att outliers tagits bort). Då blir

$$\text{ÖKG} = \exp\left(\frac{1}{3}(\ln(3) + \ln(8) + \ln(16)) + \frac{1,64 \cdot 1,146}{\sqrt{3}}\right) = 21,5 \quad (2)$$

I 95 % av alla undersökningar kommer ÖKG att ligga över det faktiska medelutsläppet, så vi kan därmed känna oss ganska säkra på att medelutsläppet av BOD₇ för den här anläggningen inte är större än 21,5 mg/l. Medelutsläppet ligger här långt under begränsningsvärdet 60 mg/l, se tabell 5.

I Tabell 6 redovisas σ för markbädd – normal skyddsnivå (outliers har tagits bort innan beräk-

ningarna gjorts). Dessa värden skall användas i uttryck (1) ovan i samband med att ÖKG beräknas.

Tabell 6. Standardavvikelser för logaritmerade mätvärden för markbädd – normal skyddsnivå

BOD ₇	tot-N	tot-P
1,146	1,713	2,499

Markbaserad rening – hög skyddsnivå framgår av appendix 2. Sammanlagt är det 58 prover varav 19 från studie 2, 4 från studie 3 samt 35 från studie 4.

Minireningsverk – hög skyddsnivå framgår av appendix 3. Sammanlagt är det 161 prover varav 110 från studie 3 samt 51 från studie 4. Minireningsverken är också sorterade efter processer baserat på den modell som använts i studie 4, (Albinsson m.fl., 2018). 6 av dessa kommer från studie 4 och en 7:e har lagts till för membranteknik då verk i studie 3 nyttjade detta. Benämningarna framgår av tabell 7.

Lymeaus (2010) nyttjades som stöd när minireningsverken i studie 3 sorterades efter process. Endast ett verk har inte kunnat grupperas efter process.

Det finns en betydande spridning i mätvärden om man jämför processer för minireningsverk – hög skyddsnivå, se figur 2–4. Detta stöds av mätningar i fält utförda i Norge. Dessa visar att man kan vänta sig att spridningen i reningsresultat mellan olika fabriker av minireningsverk kan vara avsevärd (Johannessen m.fl., 2011). Bilden är liknande för markbädd – hög skyddsnivå. Vi kan därmed inte använda en standardavvikelse

Tabell 7. Processer minireningsverk.

Process	benämning
Satsvis bioreaktor SBR	51
Aktivslam	52
Kemfällning + fast biobädd	53
Kemfällning + flytande Biobädd	54
Kemfällning + tricklingfilter	55
Kemfällning + roterande biobädd	56
Biologisk kammare och membranteknik	58

per grupp för bägge teknikerna för hög skyddsnivå. En annan metod än den ovan måste väljas för att beräkna ÖKG. Det lämpliga är att skatta både väntevärde och standardavvikelse för den enskilda anläggningen.

Här ersätts σ i formeln för ÖKG ovan med ett värde som beräknas utifrån de mätvärden som fås från den anläggning som provtas. Det ökar osäkerheten i resultatet något, vilket i praktiken innebär att ÖKG ofta blir lite högre (se räkneexemplet nedan) och att vi kan behöva ta fler prov från anläggningen. Formeln för ÖKG blir:

$$m = \frac{1}{n} \sum \ln(x_i) \quad (3)$$

$$\text{ÖKG} = \exp\left(m + \frac{t_{n-1} \cdot \sqrt{\frac{\sum(\ln(x_i) - m)^2}{(n-1) \cdot n}}}{\sqrt{(n-1) \cdot n}}\right) \quad (4)$$

där t_{n-1} är 95 %-kvantilen för en t-fördelning med $n-1$ frihetsgrader. Beräkningen går att utföra så länge man har tagit minst två prov.

Räkneexempel: med samma data som i räkneexemplet ovan får vi i det här fallet

$$m = \frac{1}{3}(\ln(3) + \ln(8) + \ln(16)) = 1,983548$$

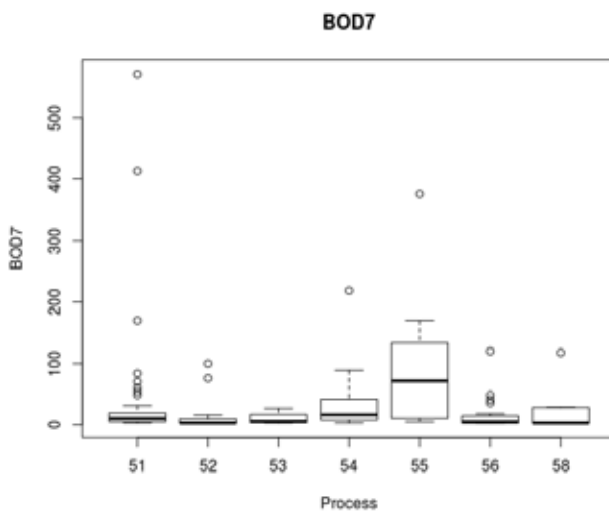
$$\text{ÖKG} = \exp\left(m + \frac{2,92 \cdot \sqrt{\frac{((\ln(3)-m)^2 + (\ln(8)-m)^2 + (\ln(16)-m)^2)}{\sqrt{3-1} \cdot \sqrt{3}}}}}{\sqrt{3-1} \cdot \sqrt{3}}\right) = 30,0 \quad (5)$$

För att förenkla för den som skall utvärdera prover m.h.a. uttryck (1) och (4) ovan går det att ta fram tabeller, diagram eller ett excel-ark där man kan mata in sina mätvärden beroende på anläggningstyp.

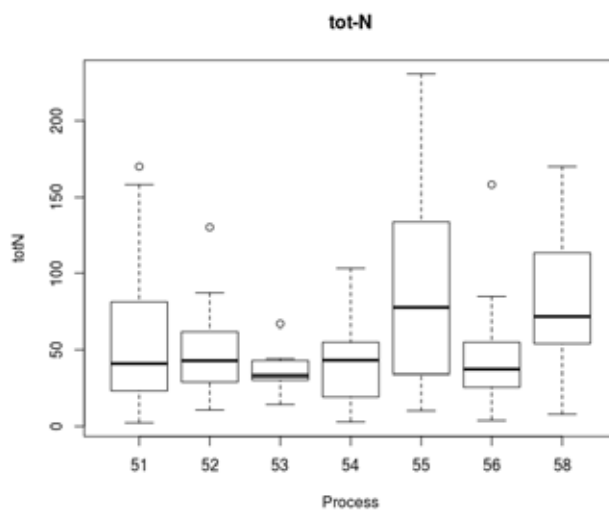
Diskussion

Det är praktiskt mycket svårt och behäftat med stor osäkerhet att ta representativa prov på utgående avloppsvatten från små avlopp. Det finns en avsevärd osäkerhet vid själva provtagningen av det enskilda avloppet, något som inte tidigare är berört i denna artikel. Detta rör hur själva provet tas ut och hantaras fram till labb och skall därmed inte blandas ihop med mätosäkerheten. Det är mycket svårt att kvantifiera de osäkerheter som kan uppstå i samband med provtagning. Det är precis lika svårt att i efterhand

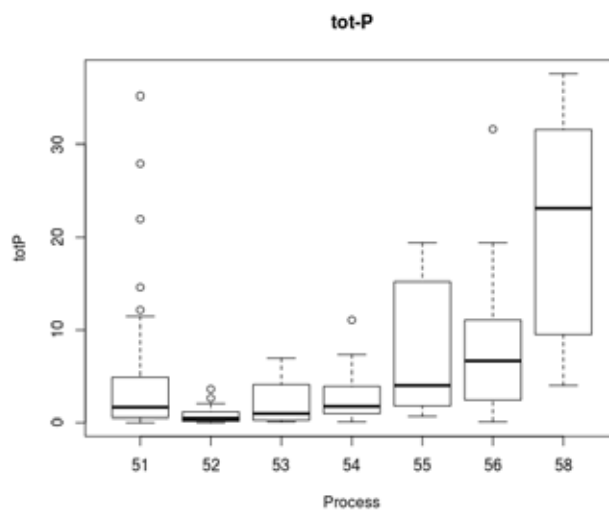
Figur 2.
*BOD₇, lådagram
per process.*



Figur 3.
*Tot-N, lådagram
per process.*



Figur 4.
*Tot-P, lådagram
per process.*



analysera vilken ev. inverkan provtagningen haft. Johannessen m.fl. (2008) noterar att det är relativt stora variationer i reningsresultat mellan samma typ av minireningsverk och mellan upprepade prover tagna på samma anläggning. Provtagning kan vara en möjlig felkälla. När man får avvikande provsvar bör man därför ta flera prover för att säkerställa att det inte funnits brister i proceduren fram till labb. Med tanke på svårigheterna med provtagningen borde det vara helt uteslutet att låta fastighetsägare ta prover på egen hand.

Inkommande föroreningar kommer att variera mellan olika hushåll beroende på individer och deras vanor. När schablonvärden tillämpas för en enskild anläggning finns därmed alltid en risk för att man över- eller underskattar den verkliga belastningen. Och det finns ingen säker metod att fånga upp denna osäkerhet med.

Inkommande föroreningsbelastning för BOD₇, bilaga 1 i AR Små Avlopp, bör ifrågasättas, se tabell 1. Vidare har författaren ej klarat av att utreda orsaken till skillnaden mellan detta värde (48 g/p,d) och dimensionerande värde i AR Små Avlopp (70 g/p,d). Det är nog lämpligt att även detta ifrågasätts.

Det kan inte nog understrykas att vattenförbrukningen är helt avgörande för inkommande och utgående halt. Baserat på sammanställningen i tabell 2 så kan man räkna med att det åtminstone kan skilja en faktor 5 i vattenförbrukning mellan olika hushåll. Så länge vi inte känner vattenförbrukningen så finns en betydande risk att vi fattar beslut baserat på felaktig information. Man skall notera att det inte är en begränsad halt som är målet med kraven i AR Små Avlopp utan att vi begränsar antalet kg föroreningar som släpps ut till miljön. Att då nagelfara avlopp som har låg vattenförbrukning och därmed höga halter ut kan vara helt fel då reduktionen kan vara över de nivåer som är satta i AR Små Avlopp. Att samtidigt släppa igenom avlopp med låga halter kan också vara helt fel då en ev. hög vattenförbrukning leder till att vi ”späder” oss ur problemet med en bristande funktion.

Johannessen m.fl. (2014) har skattat flödet i de norska studierna genom att räkna tillslag i pumpar i minireningsverk. Detta är data man fått från loggar som leverantörerna fört vid servicebesök.

Man registrerar förvånansvärt höga flöden, 64 % högre i genomsnitt än det som antagits i denna artikel. Johannessen m.fl. (2014) har mätt upp en förbrukning inkluderat hemmavaro som i medeltal överstiger 138 l/p,d och främmande vatten, t.ex. inläckage framförs som en möjlig förklaring till dessa höga flöden. Vattenförbrukningen i Norge i kommunala nät är satt till 138 l/p,d (Norsk Vann, 2016). Det värdet är i helt linje med det svenska som är satt till 140 l/p,d (Svenskt Vatten, 2019).

Man behöver installera en vattenmätare för att med någon säkerhet kunna säga någonting om reningsresultatet för en enskild anläggning. Begränsningsvärdet skall då räknas om så att det svarar mot aktuell vattenförbrukning. Notera dock att osäkerheten i inkommande föroreningsbelastning kvarstår.

Den föreslagna modellen för att beräkna begränsningsvärden bygger på att utgående halter i bilaga 1 i AR Små Avlopp räknas om, framförallt m.h.t. vattenförbrukningen. Maximala utsläppshalter har diskuterats tidigare (SMED, 2011). Johannessen m.fl. (2008) pekar på betydelsen av att begränsningsvärden uppdateras med jämna mellanrum. Förändrade vanor, ny teknik m.m. kan påverka inkommande hushållspillvatten över relativt kort tid.

I samband med den s.k. Morsa – studien (Johannessen m.fl., 2008) så skattades inte intervall för medelutsläpp för de enskilda anläggningarna, t.ex. i form av ÖKG. Istället relateras medelvärden för stickprov till gällande begränsningsvärden. Man har också presenterat en modell för hur man kan gruppera anläggningar beroende på hur mycket de kan väntas avvika från gällande begränsningsvärden. Det bygger på att man för en enskild anläggning känner standardavvikelsen och därmed kan få en uppfattning om hur mycket reningsresultatet kan väntas sprida. M.h.a. detta beräknas ett förväntat minimivärde för utsläpp och detta styr sedan vilken grupp anläggningen tillhör. Är beräknat värde lägre än valt begränsningsvärde så anses anläggningen klara kraven, d.v.s. så länge vi inte kan visa att anläggningen inte klarar kraven så antar vi att den gör det. Den allra största delen av tiden får man därmed för godkända anläggningar räkna

med att stickproverna visar att man släpper ut mer än begränsningsvärdet vilket pedagogiskt kanske inte är det enklaste att förklara.

Det är alltid lämpligt att ta prov på kloridhalten. Klorid förekommer i betydande koncentrationer i avloppsvatten och påverkas i mycket begränsad utsträckning vid markbaserad rening (Nilsson, 1979). Samma resonemang kan antas gälla för minireningsverk. Provet är relativt sett billigt och en bra försäkring mot beslut fattade på felaktiga grunder. Provet tas ut på bädd eller minireningsverk samt vid markbaserad rening även ut slamavskiljare. Vid halter ut som är lägre än 50 mg/l kan antas att vattnet är spätt med annat vatten än hushålls-spillvatten. Provet ut slamavskiljare ger en uppfattning om ovidkommande vatten tillförs innan slamavskiljaren. Om nivån ut bädd är högre än den ut slamavskiljare är lång uppehållstid i bädden en förklaring (Naturvårdsverket, 1998).

Några tankar kring funktion på teknikinivå

Datat från studie 1 – 4 ger också en möjlighet att kort kommentera hur väl reningen kan antas fungera på teknikinivå, se tabell 8. Nu gäller de stora talens lag varför vi kan räkna med att inkommande hushålls-spillvatten bör följa de schabloner och väntevärden vi tidigare beskrivit. Observera att antaganden m.m. som redovisas under avsnittet ”Stickprov tagna i fält” ligger till grund även för följande resonemang.

En effektiv biologisk rening är det primära för små avlopp. Vad gäller reduktion av BOD₇ presterar samtliga tekniker i medeltal väl under det föreslagna begränsningsvärdet. Vad man dock kan konstatera avseende BOD₇ är att minireningsverk sprider väsentligt mera än markbaserad rening – normal skyddsnivå (Hedin, 2018). Skillnader i teknik, service och underhåll för minireningsverk får stort genomslag. På längre sikt än en vecka kan man för minireningsverk vänta sig relativt stora variationer i utgående halter för BOD₇ och tot-P (Johannessen m.fl., 2014).

Då det saknas enkla och tillförlitliga metoder för att verifiera funktionen för tekniker för hög skyddsnivå bör man ställa sig frågan om inte dessa skulle omfattas av krav på vattenmätare samt en löpande

provtagning, liknande den som tillämpas för reningsverk i den kommunala skalan, (Naturvårdsverket, 2016). Kriterier för kontroll av den biologiska funktionen hos markbaserad rening redovisas i studie 2, (Hedin, 2018). Istället för att ta prov kontrolleras om det dämmer någonstans i anläggningen.

Begränsningsvärdet för tot-N kan samtliga tekniker i medeltal anses klara. I medeltal kan även markbädd – normal skyddsnivå anses klara begränsningsvärdet för tot-P. Kan det vara så att tiden fram till den ev. tidpunkt då bädden inte kan binda mera fosfor är väsentligt längre än den praxis som idag tillämpas?

Teknikerna för hög skyddsnivå ligger däremot långt ifrån att klara begränsningsvärdet för tot-P. Detta är ingen nyhet och vad gäller tot-P kan utgående halt för just minireningsverk variera särskilt mycket (Johannessen m.fl., 2008). Trots en mycket ambitiös insats mellan åren 2006 – 2018 i norska Östfold har man inte lyckats med att förbättra reningresultaten för minireningsverk (Eikum m.fl., 2018). Om man jämför de resultat som en tillverkare deklarerar i samband med CE-märkningen och vad man senare kan mäta upp i fält så är det en avsevärd skillnad.

Reningsresultatet enligt standarden för minireningsverk uttrycks normalt som reduktioner av inkommande halter (SS-EN 12566-3:2016, 2016). Testet pågår i 36 veckor, oftast i laboratoriemiljö. Under dessa veckor tas enligt standard 20 prover i de veckor som kan benämnas normala belastningsveckor. De reduktioner som en tillverkare deklarerar i samband med CE-märkningen får inte vara större än medelvärdet av dessa 20 prover. Inga värden får räknas bort eller justeras på annat vis. När en kommun godkänner ett minireningsverk baserat på prestandadeklarationen godkänner man vad minireningsverket i medeltal klarat under ett test i laboratorium. Detta är i direkt strid med formuleringen i AR Små Avlopp : ”Avloppsanordningen kan förväntas uppnå minst X % reduktion av”.

Kommuner borde därför kräva att man för teknik för hög skyddsnivå, i tillägg till prestandadeklarationen, beräknar ett ensidigt konfidensintervall och presenterar en minsta reduktion per parameter

Tabell 8. Jämförelse på teknisknivå. Angivet värde är väntevärde skattat m.h.a. medelvärde.

	Begränsningsvärde för teknik	Markbädd NS	Markbädd HS	Minireningsverk HS
BOD ₇	50	17	27	30
tot-N	53	48	41	55
tot-P HS	1,3	-	3,4	3,4*
tot-P NS	3,9	4,1	-	-

* enbart studie 4 ger 2,3 mg/l

som det är sannolikt att man inte går under (95 % konfidensgrad). Underlag är de 20 prover som tagits i samband med testet i laboratoriemiljö. Här kan man välja ett angreppssätt som motsvarar det i denna artikel men baserat på reduktioner istället för halter. Men med tanke den stora avvikelse man ser mellan resultaten från labb och i fält kanske en mer konservativ ansats vore på sin plats? Enligt Thulin (2019) är ett sätt att hantera detta att skatta den reduktion som man i 95 % av fallen som minst bör uppnå. Metoden som föreslås kommer från Sachs m.fl. (2009).

Denna skattade minsta reduktion bör ligga till grund för kommunens tillstånd. I annat fall borde man baserat på samma logik med medeltal t.ex. godkänna markbädd för normal skyddsnivå – utan att kräva någon extra teknik för reduktion av fosfor.

Slutsatser

- Provtagning av små avlopp i fält är förknippat med en hög grad av osäkerhet. Såväl proceduren vid själva provtagningen som variationer i inkommande hushållspillvatten och reningsprocess samt mätosäkerhet bidrar till detta.
- Vid avvikande provsvar bör man ta flera stickprov per anläggning med viss tid mellan för att reducera risken för att brister vid provtagning leder till felaktigt resultat.

- Man bör alltid ta prov på kloridhalten ut anläggning och vid slamavskiljare även ut slamavskiljare. Detta är ett enkelt och billigt sätt att minska osäkerheten och få ett mått på ev. utspädning.
- Den angivna inkommande föroreningsbelastningen för BOD₇ i bilaga 1 i AR Små Avlopp framstår som låg i jämförelse med senare referenser. Den skiljer sig även från angivet dimensionerande värde. Detta bör utredas.
- Vattenförbrukningen kan åtminstone skilja en faktor 5 mellan olika hushåll och är därmed avgörande för den utgående halten. Vattenmätare måste installeras för att man med någon säkerhet skall kunna uttala sig om reningsresultatet.
- Begränsningsvärden bör fastställas baserat på AR Små Avlopp och bör vara övre gränser för de utsläpp man tillåter.
- Enskilda stickprov kan inte användas för jämförelse med begränsningsvärden. Istället bör man beräkna övre konfidensgränser, ÖKG, för anläggningens medelutsläpp. Om ÖKG är lägre än begränsningsvärdet så anses anläggningen klara de reduktioner som anges i AR Små Avlopp.
- Tekniker för hög skyddsnivå uppvisar stor spridning i reningsresultat. Då det inte finns enkla och tillförlitliga metoder för att kontrollera funktionen återstår provtagning. Vattenmätare bör därmed installeras på alla fastigheter med tekniker för hög skyddsnivå. Provtagning bör ske löpande vid flera tillfällen under året. Vid varje tillfälle måste minst två prover tas.

Referenser

- Albinsson, M., Johansson, M. (2018) Surrogatparametrar – en kostnadseffektiv metod att följa upp små avloppsanläggningars funktion. Hämtad: 29 oktober 2019 från [https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/sma-avlopp/rapporter-och-dokument/rapporter/surrogatparametrar--en-kostnadseffektiv-metod-att-folja-upp-sma-avloppsanlaggnings-funktion.html]
- Schanke Eikum, A., Johannessen, E. (2018) Funksjonskontroll i Norge. Föredrag vid Avloppsguidens användarförenings årsmöte. Norrköping 16 og 17 oktober, 2018.
- Havs- och vattenmyndigheten (2016) Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd (HVMFS 2016:17) om små avloppsanläggningar för hushållspillvatten. Hämtad: 6 maj 2019 från [https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/foreskrifter/register-avlopp/sma-avloppsanordningar-for-hushallspillvatten-hvmfs-201617.html]
- Hedin, J. (2018) Markbaserad rening – en studie av funktion i fält. VATTEN – Journal of Water Management and Research 74: 1-2, 2018.
- Henze, M, Comeau, Y. (2008) Wastewater Characterization. Hämtad: 14 juni 2019 från [https://www.academia.edu/23221209/3_Wastewater_Characterization_Mogens_Henze_and_Yves_Comeau_3.1_THE_ORIGIN_OF_WASTEWATER]
- Jogrúus, C. (2014) Matematisk statistik med tillämpningar. Studentlitteratur, 2014. ISBN 978-91-44-09989-7
- Johannessen, E., Ovell, L., Schanke Eikum, A., Ek, M., Junestedt, C. (2008) Funksjonskontroll av rensanlegg i spredt bebyggelse i Morsa-vassdraget, 2008. Hämtad: 14 maj 2019 från [http://morsa.org/download.php?f=http%3A%2F%2Fmorsa.org%2Fwp-content%2Fuploads%2F2012%2F09%2F2Funksjonskontroll-av-rensanlegg-i-spredt-bebyggelse-i-Morsa-vassdraget-2008.pdf]
- Johannessen, E., Eikum, A., Jantsch, T.G. (2014) Langridsundersøkelse av minirensanlegg – vannmengder og driftsstabilitet, 2014. Hämtad: 9 maj 2019 från [http://morsa.org/rapporter/]
- Johannessen, E., Eikum, A., Jantsch, T.G. (2015) Kontroll av minirensanlegg – kriterier for avviksbehandling, 2015. Hämtad: 9 maj 2019 från [http://morsa.org/rapporter/]
- Johannessen, E., Schanke Eikum, A., Krogstad, T. (2011) Evaluering av prøvetakingsmetoder for rensanlegg i spredt bebyggelse, 2011. Hämtad: 15 maj 2019 från [http://morsa.org/rapporter/]
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppson, U., Hellström, D., Kärrman, E. (2005) Composition of urine, faeces, greywater and bio-waste for utilization in the URWARE model, 2005. Report 2005:6, Chalmers University of Technology.
- Lymeaus, V. (2010) Sammanställning och utvärdering av små avloppsanläggningar utifrån tillförlitligheten hos angivna reningsgrader. Examensarbete 30 hp, februari 2010, UPTec W10 006, Insitutionen for informationsteknologi, Uppsala Universitet. ISSN 1401-5765
- Länsstyrelsen i Västra Götaland (2009) Tillsyn på minirensningsverk inklusive mätning av funktion. Rapport 2009:07. ISSN: 1403-168X. Hämtad: 10 april 2018 från [http://www.lansstyrelsen.se/VastraGotaland/Sv/publikationer/2009/Pages/2009_77.aspx].
- Länsstyrelsen i Västra Götaland (2009) Markbaserad rening, En förstudie för bedömning av kunskapsläge och utvecklingsbehov. Rapport 2009:77. ISSN: 1403-168X. Hämtad: 22 maj 2019 från [http://www.lansstyrelsen.se/VastraGotaland/Sv/publikationer/2009/Pages/2009_77.aspx].
- Naturvårdsverket (1995) Vad innehåller avlopp från hushåll? Rapport 4425. Naturvårdsverket, 1995. ISBN 91-620-4425-7. ISSN 0282-7298.
- Naturvårdsverket (1998) Markbäddars funktion. Rapport 4895. Naturvårdsverket, 1998. ISBN 91-620-4895-3. ISSN 0282-7298.
- Nilsson, K., Englov, P. (1979) Avloppsinfiltation. Slutrapport från forskningsprojektet Avloppsinfiltation – grundvattenpåverkan. Forskningsnämnden SNV och VIAK AB. VIAK AB, 1979. ISBN 91-85844-00-4
- Norsk Vann (2016) Hämtad: 20 maj 2019 från [https://www.norsk vann.no/index.php/12-kompetanse/rapporter/1417-ny-rapport-norske-tall-for-vannforbruk-med-fokus-pa-husholdningsforbruk]
- Sachs, L., Hedderich, J. (2009) Angewandte Statistik. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. ISBN 978-3-540-32161-3
- SMED (2011) Teknikenkät – enskilda avlopp 2009. Svenska MiljöEmissionsData, SMED rapport 144, 2011. ISSN: 1653-8102 Hämtad: 21 maj 2019 från [http://www.smed.se/vatten/rapporter/rapportserie-smed]
- SMED (2015) Uppdatering av kunskapsläget och statistik för små avloppsanläggningar. Svenska MiljöEmissionsData, SMED rapport 166, 2015. Hämtad: 12 april 2018 från [http://www.smed.se/vatten/rapporter/rapportserie-smed]
- SS-EN 12566-3:2016 (2016) Avlopp – Reningsanläggningar upp till 50 pe – Del 3: Förtillverkade avloppsanläggningar. Hämtad: 27 mars 2019 från [https://www.sis.se/produkter/miljo-och-halsoskydd-sakerhet/vattenkvalitet/avloppsvatten/ssen1256632016/]
- Statens Naturvårdsverks förtättningsamling (1994) Kungörelse med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse, SNFS 1994:7 MS 75, 1994. ISSN 0347-5301.
- Svenskt Vatten (2019). Hämtad: 20 maj 2019 från [http://www.svenskvtvatten.se/fakta-om-vatten/dricksvattenfakta/]
- Thulin, M. (2019) Begränsningsvärden för små avlopp statistisk analys, del 1 och 2. Statistikkonsult.com, 2019.

Referenser muntligt/över e-post

- Hedenberg, Gullvy, 2019-05-16
- Jönsson, Håkan, Sveriges Lantbruksuniversitet, 2019-04-23
- Kindeberg, Christina, Synlab, 2019-08-22
- Nilsson, Peter, VA – Teknik & Vattenvård AB, 2019-05-16
- Thulin, Måns, Statistikkonsult.com, 2019-11-18

Appendix 1

Markbaserad rening – normal skyddsnivå.

	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Anläggning	BOD₇	tot-N	tot-P
3	3,0	48,0	2,2
78	3,0	83,0	3,2
92	3,0	7,3	1,1
99	27,0	76,0	6,5
102	5,0	13,0	4,8
106	12,0	50,0	21,0
113	3,0	8,9	1,0
123	34,0	78,0	13,0
124	4,5	82,0	1,4
139	10,0	59,0	3,4
147	3,0	23,0	1,9
151	3,0	29,0	1,0
170	3,0	68,0	7,8
178	8,3	65,0	11,0
1001	24,3	58,7	3,9
1001	3,0	24,4	2,0
1004	3,0	1,6	2,2
1004	10,0	2,1	0,0
1007	23,9	175,5	5,9
1007	88,5	168,6	10,8
1008	14,0	23,5	0,5
1009	4,2	29,5	1,3
1011	5,1	16,9	2,1
1011	3,0	41,2	7,1
1013	13,0	56,0	6,5
1013	17,0	62,0	6,3
1019	160,7	50,5	3,3
1019	6,4	46,9	7,8
1020	3,0	3,0	0,1
1020	3,0	2,1	0,1

Appendix 2

Markbaserad rening – hög skyddsnivå.

	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Anläggning	BOD ₇	tot-N	tot-P
14	3,0	77,0	8,1
20	3,0	44,0	5,4
21	3,0	56,0	9,5
24	3,0	32,0	1,7
36	3,2	30,0	6,2
37	3,0	80,0	4,4
52	3,0	56,0	4,8
64	7,2	64,0	4,4
67	3,0	9,4	0,1
73	3,0	6,4	1,1
84	3,0	60,0	0,9
85	3,0	11,0	0,1
86	4,7	4,8	0,9
116	6,6	3,5	0,3
125	3,0	8,3	0,5
143	3,0	44,0	2,3
157	18,0	40,0	2,7
160	4,4	120,0	15,0
165	3,0	18,0	2,7
1001	9,4	75,3	0,1
1002	3,6	1,8	0,1
1003	8,4	59,5	0,1
1004	15,8	47,4	0,1
2024	23,0		9,4
2025	47,0		1,0
2026	4,0		7,0
2027	59,0		5,6
2028	71,0		3,3
2029	100,0		4,9

	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Anläggning	BOD ₇	tot-N	tot-P
2030	18,0		2,0
2031	3,0		0,5
2032	30,0		4,4
2033	30,0		0,8
2062	6,0		13,0
2063	45,0		1,2
2064	3,0		0,7
2065	3,0		0,1
2066	3,0		0,7
2067	22,0		4,0
2068	230,0		11,0
2069	230,0		4,3
2070	140,0		1,9
2071	43,0		18,0
2072	3,0		0,2
2073	220,0		8,5
2074	3,0		0,5
2075	3,0		0,0
2076	49,0		0,5
2077	3,1		4,5
2078	3,0		0,1
2079	3,0		0,1
2080	3,0		0,6
2081	3,0		4,2
2082	3,0		0,1
2083	3,0		0,4
2084	8,7		8,8
2181	3,0		0,3
2182	3,0		2,6

Appendix 3

Minireningsverk – hög skyddsnivå.

		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Anläggning	Process	BOD ₇	tot-N	tot-P
1005	51	4,1	25,5	0,4
1006	51	170,0	157,9	12,1
1007	51	17,0	87,4	7,4
1008	51	19,4	44,9	5,1
1009	51	11,2	37,6	2,4
1010	51	9,7	30,4	2,6
1011	51	20,6	42,5	2,3
1012	51	12,1	11,5	5,2
1013	51	10,9	26,7	0,7
1014	51	12,1	29,1	2,3
1015	51	9,2	42,5	1,7
1016	51	5,3	36,4	1,2
1017	51	5,3	98,4	3,9
1018	51	4,3	15,8	0,7
1019	56	3,0	53,4	13,4
1020	56	18,2	41,3	19,4
1021	56	8,5	80,1	17,0
1022	56	9,7	34,0	31,6
1023	56	120,2	157,9	18,2
1024	56	3,0	85,0	0,9
1025	56	48,6	30,4	6,6
1026	56	3,0	25,5	4,5
1027	56	3,0	36,4	7,5
1028	56	11,1	23,1	2,4
1029	56	5,6	40,1	2,6
1030	56	41,3	17,0	3,3
1031	56	3,0	24,3	0,1
1032	51	11,9	15,8	1,2
1033	51	11,4	38,9	0,4
1034	51	3,0	40,1	0,2
1035	51	70,4	97,1	2,2
1036	51	83,8	170,0	5,2
1037	51	10,1	2,4	0,5
1038	53	3,0	18,2	0,1

		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Anläggning	Process	BOD ₇	tot-N	tot-P
1039	53	3,8	31,6	
1040	53	3,0	66,8	
1041	53	7,2	29,1	0,1
1042	53	10,7	31,6	1,1
1043	51	31,6	86,2	27,9
1044	51	570,7	133,6	35,2
1045	51	18,2	12,1	5,8
1046	51	13,4	5,5	0,9
1047	51	25,5	19,4	11,4
1048	51	60,7	121,4	21,9
1049	51	24,3	30,4	2,6
1050	54	8,7	23,1	3,8
1051	54	6,3	47,4	7,3
1052	54	10,3	57,1	1,0
1053	54	3,0	103,2	4,6
1054	54	218,6	43,7	0,9
1055	54	11,2	15,8	2,2
1056	54	8,0	41,3	1,3
1057	51	412,9	106,9	3,9
1058	51	8,3	38,9	0,5
1059	51	8,4	41,3	0,6
1060	51	3,0	26,7	0,2
1061	51	19,4	76,5	1,8
1062	51	8,9	40,1	0,6
1063	51	7,2	11,1	1,6
1064	51	3,0	21,9	0,1
1065	51	3,0	44,9	0,1
1066	51	3,0	92,3	4,9
1067	51	3,0	13,4	0,2
1068	55	121,4	133,6	1,8
1069	55	376,4	145,7	19,4
1070	55	133,6	121,4	13,4
1071	55	170,0	230,7	17,0
1072	55	5,1	9,8	

		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Anläggning	Process	BOD ₇	tot-N	tot-P
1073	55	71,6	77,7	4,0
1074	55	10,6	70,4	1,7
1075	55	6,3	17,0	0,6
1076	55	46,1	34,0	4,0
1077	51	4,5	111,7	0,5
1078	58	27,9	71,6	34,0
1079	58	117,8	170,0	37,6
1080	58	3,0	60,7	23,1
1081	58	3,0	47,4	13,4
1082	58	3,0	7,5	4,0
1083	58	29,1	133,6	29,1
1084	58	3,0	93,5	5,6
1085	53	18,2	42,5	6,3
1086	53	17,0	42,5	5,6
1087	51	5,2	41,3	0,2
1088	51	19,4	157,9	7,8
1089	52	3,0	57,1	1,3
1090	52	3,0	10,3	0,1
1091	52	3,0	65,6	0,2
1092	52	3,0	87,4	0,6
1093	52	4,9	47,4	2,6
1094	52	3,0	29,1	0,0
1095	52	3,0	27,9	0,0
1096	51	10,7	114,1	14,6
1097	51	24,3	89,9	0,9
1098	51	54,6	71,6	4,1
1099	51	15,8	86,2	9,0
1100	51	17,0	17,0	4,4
1101	51	29,1	64,4	1,3
1102	51	3,0	21,9	0,4
1103		15,8	255,0	7,0
1104	51	24,3	21,9	1,6
1105	51	3,0	31,6	0,7
1106	51	30,4	47,4	2,6

		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Anläggning	Process	BOD ₇	tot-N	tot-P
1107	51	3,0	70,4	1,3
1108	51	4,5	17,0	5,1
1109	51	6,1	24,3	0,5
1110	51	10,3	69,2	2,4
1111	51	11,4	58,3	1,6
1112	51	5,1	69,2	1,2
1113	51	3,0	3,2	9,1
1114	51	3,0	24,3	0,2
2001	54	36,0	7,1	1,4
2002	56		37,0	9,3
2003	53	4,0		0,4
2004	53	27,0		2,6
2005	52	3,0	29,0	0,1
2006	52	3,0	49,0	0,2
2007	52	6,0	34,0	2,0
2008	52	3,0	130,0	1,4
2009	53	3,0	43,0	6,9
2010	53	5,0	44,0	0,2
2011	52	3,0	62,0	0,1
2012	53	19,0	33,0	1,2
2013	52	3,0	13,0	0,3
2014	52	3,0	38,0	0,4
2015	53	6,0	14,0	0,7
2016	53	4,0		0,5
2017	56	36,0	35,0	11,0
2018	56	3,0	57,0	9,0
2019	56	3,0	3,9	4,6
2020	56	4,0	55,0	0,6
2021	56	3,0	46,0	0,5
2022	56	3,0	25,0	9,9
2023	56	8,0	64,0	2,3
2034	52	16,0		0,4
2035	52	8,3		0,2
2036	52	14,0		0,9

Appendix 3

Minireningsverk – hög skyddsnivå. Fortsättning

Anläggning	Process	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
		BOD ₇	tot-N	tot-P
2037	52	76,0		3,6
2038	52	100,0		0,7
2039	52	11,0		0,6
2040	54			2,4
2041	54			4,4
2042	54			0,2
2043	54			1,2
2044	54			2,7
2045	54	6,0	3,0	5,8
2046	54	61,0	19,0	11,0
2047	54	5,0	43,0	0,5
2048	54	71,0	55,0	1,7
2049	54	18,0	57,0	0,9
2050	51	7,0	48,0	0,3
2051	51	13,0		0,4
2052	51	49,0		2,1
2053	51	5,0		0,2
2054	51	7,0		5,3
2055	51	7,0		0,6
2056	51	3,0		0,0
2057	54	89,0		4,0
2058	54	42,0		2,3
2059	54	23,0		0,7
2060	54	26,0		0,2
2061	54	15,0		0,1