

Funktionskrav för Små Avlopp –

**Underlag för beslut om krav på reduktions- och
utsläppsnivåer av fekala mikroorganismer från små
avloppsanläggningar**

Förord

Felplacerade, feldimensionerade eller små avloppsanläggningar med otillräcklig funktion kan utgöra en betydande risk för smittspridning av sjukdomar som sprids fekalt-oralt via vatten. Medan det för kväve, fosfor och syreförbrukande ämnen finns vägledning i form av reduktionskrav behandlas de hälsomässiga kraven mer godtyckligt vilket ger miljö- och hälsoskyddskontoren dåligt stöd i deras tillsynsarbete. Att sätta mål för reduktion, teknik och/eller utsläpp av mikroorganismer kan ge en allmän kvalitetshöjning av miljön från hygienisk synpunkt samtidigt som dessa mål ger stöd i tillsynsarbetet.

Utgångspunkten vid utformandet var att kraven för smittskydd skulle leva upp till önskemålen säkra, mätbara, nåbara mål. Detta visade sig vara lättare sagt än gjort. Följden blev att nåbarheten till viss del fick stå tillbaka för säkerheten. Även om sannolikheten att drabbas av magsjuka p.g.a. utsläpp från små avloppssystem är tusenfalt lägre än andra spridningsvägar, och att andelen fall utgör en ytterst liten del av totala antalet i Sverige årligen, finns det anledningar till relativt hårda utsläppskrav från små avloppsanläggningar med avseende på smittskydd:

- 1) Personer med egen brunn, eller anslutna till en liten vattentäkt, ska ha lika god vattenkvalitet som övriga populationen
- 2) Vi reser mer och riskerar därmed att ta hem ”nya” sjukdomar som kan spridas vidare via små avloppsanläggningar
- 3) Antibiotikaresistenta bakterier utvecklade i en behandlad person kan spridas vidare via små avloppsanläggningar

Dessa lite ovanligare fall (2 och 3), späds ut i en stor population, men i ett litet avloppssystem gör de inte det i samma utsträckning. Något som alltså från början är ett isolerat individuellt problem riskerar att få lokal och regional spridning. Därför har en något högre skyddsnivå föreslagits än vad som egentligen kan anses vara samhällsekonomiskt motiverat med avseende på kostnaden per sparad sjukdomsfall. Samtidigt har fullskaliga försök visat att potentialen att nå utsläpp motsvarande utmärkt badvattenkvalitet finns hos flertalet anläggningar.

Jakob Ottoson, Uppsala, augusti 2013

Innehåll

Förord	2
Bakgrund	4
Risker för smittspridning.....	5
Barriärer mot smittspridning	5
Indikatorer och log-reduktion.....	5
Badvattendirektivet	6
Barriäreffekt i mark	7
Definition av nivåer med avseende på förutsättningar för utsläpp.....	7
Riskvärdering	7
Reduktions- och utsläppskrav	8
Resultat riskvärdering	9
Kontroll – bestämning av reduktion.....	10
Diskussion	11
Säkra mål – vikten av fler barriärer.....	11
Utsortering.....	11
Behandling	12
Retention	13
Exponering	13
Mätbara mål – hur kan vi mäta reduktionen?.....	14
Provtagning och bedömning.....	15
Nåbara mål – kan anläggningarna klara av att reducera mikroorganismer?	15
Referenser.....	16
Bilaga 1. Vägledning till bedömning av funktionstest enligt badvattendirektivet	18
Bilaga 2. Riskvärdering för smittspridning via enskilda avloppsanläggningar	20

Bakgrund

Socialstyrelsen genomförde tillsammans med Sveriges geologiska undersökningar (SGU) ett nationellt tillsynsprojekt under år 2007 om dricksvatten från enskilda vattentäkter.

Sammanställningen av resultaten från vattenanalyserna visar att dricksvattenkvaliteten i många enskilda vattentäkter var dålig. Enbart cirka 20 % av alla prover var tjänliga och lika stor andel var otjänliga. Sämst dricksvatten fanns i grävda brunnar, där nästan 35 % av proverna var otjänliga. Mikrobiologiska föroreningar var den vanligaste orsaken till otjänligt dricksvatten (Socialstyrelsen 2008). En orsak till det stora antalet förorenade brunnar kan vara dålig utformning av dricksvattenbrunnen med inläckage av ytvatten eller ytvattenpåverkat grundvatten som följd, men i många fall beror förorenat grundvatten på att närliggande avloppsanläggningar är felbyggda eller helt enkelt saknas. Ofta finns endast slamavskiljare utan efterföljande reningssteg (Naturvårdsverket 2012). Mikrobiell påverkan i form av fekal förorening från avlopp och gödsel innebär att patogener såsom virus, bakterier och parasiter kan finnas i vattnet med risk för människors hälsa (Sveriges Geologiska Undersökningar 2013). Även internationellt har man sett att små dricksvattensystem (< 50 PE) är förknippade med problem. I europeiska studier har man sett att dessa anläggningar ofta är fekal förorenade (Yip-Richardson m.fl. 2009) med reella risker för vattenburna utbrott (Said m.fl. 2003). Vidare visade Risebro m.fl. (2012) i EU-projektet Healthy Water att barn under 10 år som bor i områden med enskilt vatten, eller med dricksvatten från en mindre anläggning med fekal påverkan hade en signifikant högre risk att drabbas av magsjuka än normalpopulationen, i paritet med vad som rapporterats från utvecklingsländer. Även om situationen i Sverige troligtvis inte är så illa finns det en jämlikhetsaspekt att ta hänsyn till, d.v.s. att alla som bor i Sverige ska ha rätt till ett hälsosamt vatten, oavsett var man bor.

Felplacerade, feldimensionerade eller otillräckliga små avloppsanläggningar utgör sannolikt en stor del av problematiken beskriven ovan och det finns ett behov av en ”uppgradering” av flertalet avloppslösningar till något som kan vara hälsomässigt hållbart. Naturvårdsverket gav 2006 ut nya allmänna råd om små avlopp, indelat i normal respektive hög skyddsnivå (Naturvårdsverket 2006). Medan det för kväve, fosfor och syreförbrukande ämnen finns vägledning i form av reduktionskrav behandlas de hälsomässiga kraven mer godtyckligt, vilket ger miljö- och hälsoskyddskontoren dåligt stöd i deras tillsynsarbete. Ur rättssäkerhetssynpunkt skapas också problem då tolkningen av ”Utsläpp av avloppsvatten medverkar inte till en väsentligt ökad risk för smitta eller annan olägenhet” kan vara allt från att små avlopp ignoreras till att de ska släppa ut ett vatten som håller god badvattenkvalitet. Att sätta mål för reduktion och utsläpp av mikroorganismer kommer därmed inte bara att ge en allmän kvalitetshöjning av miljön från hygienisk synpunkt utan samtidigt ger dessa mål stöd i tillsynsarbetet som också kan harmoniseras mellan kommuner och regioner i landet.

Alternativet till en liten anläggning är att kommunen i sin VA-planering bygger ut ledningsnätet för att ombesörja vissa områden. Detta innebär att rening i det kommunala reningsverket kan utgöra en form av referenssystem. Det finns dock fundamentala skillnader mellan ett större kommunalt reningsverk och ett litet (enskilt) avlopp (tabell 1).

Tabell 1. Generaliserade skillnader mellan små och stora avlopp (Stenström 1996)

Parameter	Små	Stora
Belastning	Ojämn	Jämn
Utspädning	Liten	Stor
Patogenförekomst	Sporadisk	Konstant
Uppehållstid	Lång	Kort

Risker för smittspridning

Ser man till riskerna med olika typer av sjukdomar som kan spridas via de små avloppsanläggningarna handlar det i regel om vanliga magsjukor såsom vinterkräksjuka, campylobacterios och salmonellos. Skillnaderna presenterade i tabell 1 ovan får till följd att avloppsvatten från en liten anläggning kan vara fritt från patogener stora delar av året. Vid infektion eller klinisk sjukdom hos någon som är ansluten till anläggningen sker däremot inte lika stor utspädning utav dessa patogener som i ett kommunalt reningsverk, utan toppar med höga halter i avloppsvattnet kan förekomma. För att utjämna dessa toppar behövs därför fler barriärer som dels avskiljer patogener, men också för en utjämning och utspädning av föroreningarna i såväl tid som rum.

Barriärer mot smittspridning

En avloppsanläggning skall skydda mot smittspridning och spridning av antibiotikaresistenta bakterier till djur och människor. Detta görs genom att skyddsåtgärder (barriärer) skapas i ordning:

- (1) **utsortering** av fekalt material vid källan (om så är möjligt): genom att sortera bort fekalierna från vattnet som går in i anläggningen får man en robust reduktion av patogener¹ i avloppsvattnet (nu benämnt BDT-vatten).
- (2) **behandling** med syfte att utjämna halt/flöden samt reducera smittämnen i en för allmänheten avstängd anläggning som kan utgöras av t.ex. en slamavskiljare, ett minireningsverk och/eller en markbädd/förstärkt infiltration. Det är för denna barriär, anläggningen, reduktionskrav kommer att specificeras (se bilaga 1).
- (3) **retention**, efterbehandling i ett för allmänheten avskärmat mark/vattenområde innan utsläpp till recipient. Retentionen utgörs för exponering via grundvatten till största del av det som benämns skyddsavstånd. Möjligheterna att använda retentionen i mark, d.v.s. markens förmåga att ta emot infiltrerat avloppsvatten, har stor betydelse för klassificeringen i skyddsnivå med avseende på hälsa (se vidare nedan).
- (4) **exponering**, placering av utsläppspunkt så att exponering till människor och djur minimeras. Förutom reduktionskrav för behandling föreslås utsläppskrav vid exponering. Beroende på anläggningens funktion samt retentionen, ska avloppsvattnet vid utsläppspunkten hålla en tillfredsställande badvattenkvalitet (se bilaga 1).

Indikatorer och log-reduktion

För en direktbestämning av patogener från miljöprov behövs ofta komplicerade analyser som är relativt dyra. Därför bedöms vattenkvalitet rutinmässigt på förekomsten av indikatorbakterier. Påvisandet av en indikator signalerar att vattnet är fekalt förorenat och att det därmed finns en förhöjd risk att även patogener som kan orsaka magsjuka finns i vattnet. En bra indikator på fekal förorening är naturligt förekommande i tarmen hos varmblodiga djur, men inte i andra miljöer. Den har samma överlevnadsmönster i miljön och i reningsprocesser som de patogener den skall indikera och analysen av indikatorn skall vara relativt enkel att utföra. De vanligast använda indikatorerna är koliforma bakterier och *E. coli*. Dessa har dock visat sig vara känsligare i miljön och för vissa behandlingsprocesser än framför allt tarmvirus och parasitära protozoer såsom *Giardia intestinalis* och *Cryptosporidium* spp. (Hutchison m.fl. 2005; Ottoson 2005; Hijnen m.fl. 2006). Andra indikatorer som kompletterar bilden av föroreningen och bättre speglar reduktionen av tåligare patogener är intestinala enterokocker (fr.a. arterna *Ent. faecalis* och *Ent. faecium*), sporer från anaeroba sulfitreducerande bakterier (*Clostridium perfringens*) samt kolifager,

¹ Viss fekal påverkan kommer ändå finnas i bad-, disk-, tvättvatten från t.ex. dusch och tvätt av underkläder. Denna påverkan har uppskattats till mellan 0,002 – 0,4 % av utsöndrade fekalier (d.v.s. en reduktion motsvarande 99,6 – 99,998 %) (Ottoson & Stenström 2003).

som är virus som infekterar vissa definierade *E. coli*-stammar. Totalantalet bakterier är ingen indikator på fekal förorening men kan ge information om förändringar i kvalitet och är av betydelse för kvaliteten på grundvatten eller berett dricksvatten där man inte bör kunna påvisa någon av de ovanstående (tabell 2).

Mikrobiologisk förekomst i miljön har visat sig vara lognormalfördelade, vilket innebär att om man logariterar alla analysresultat kommer dessa att passa en normalfördelning bättre än de icke-logariterade originalvärdena (Hirano m.fl. 1982; Loper m.fl. 1984). När man bedömer reduktionen brukar man uttrycka sig i form av log-reduktion, där en log reduktion motsvaras av en minskning av t.ex. halten *E. coli* från 10^7 kolonibildande enheter (CFU)/100 ml till 10^6 CFU/100 ml, alltså 90 % reduktion. Två log reduktion motsvarar då 99 %, 3 log = 99,9 % osv. Halterna för olika indikatorer i avloppsvatten, och reningen över kommunala avloppsreningsverk finns presenterade i tabell 2.

Tabell 2. Indikatororganismer som kan mätas för att bedöma funktion och hygienisk kvalitet på vatten, deras halt i obehandlat avloppsvatten samt log-reduktion i sekundär rening (kemfällning och aktivslam eller bioreaktor)

Indikatororganism	Halt avlopp [CFU/100ml] ^a	Red. ARV ^b	Kommentar
Koliforma bakterier	10^{7-8}	2-3	Ytvattenpåverkan av grundvatten, ev. fekal, förorening
<i>E. coli</i> (EC)	10^{6-7}	2-3	(Färsk) fekal förorening
Intestinala enterokocker (IE)	10^{5-6}	2-3	Fekal förorening
Kolifager (SK)	10^{5-6}	1-2	Fekal förorening, risk för virusförekomst
<i>Clostridiesporer</i> (CP)	10^{4-5}	1-2	Begränsad analystillgänglighet
Totalantal bakterier	-	-	Sporerna är mycket tåliga och kan indikera fekal förorening längre bort i tid och rum
			Förändring med onormalt höga värden kan indikera ytvattenförorening. Bör ingå i analys av grundvatten. Var vaksam på förändringar.

^a Naturvårdsverket 1987; Ottoson 2005

^b Naturvårdsverket 1987; Ottoson m.fl. 2006.

Badvattendirektivet

Lognormalfördelning har anammats i badvattendirektivet (2006/7/EC) där man bedömer vattnets kvalitet baserat på en längre provserie under en fyraårsperiod (tabell 3). Eftersom direktivet i sin nuvarande form är väl inarbetat, tar hänsyn till variation, är det som har utformats för hälsorisker med exponering för patogener i miljön och har använts av kommuner i sina kravspecifikationer finns det här en god bas för att föreslå utsläppsnivåer.

Tabell 3. De parametrar som omfattas av provtagning, bedömning samt klassificering för inlandsvatten

Parameter	Utmärkt	Bra	Tillfredsställande	Analysmetod
<i>E. coli</i> (EC)	500*	1000*	900**	ISO 9308-1, SS 028167:2 eller Colilert®18/ Quanti-Tray®
Intestinala enterokocker (FE)	200*	400*	330**	ISO 7899-1, ISO 7899-2 eller Enterolert-E®/ Quanti-Tray®

* baserat på en 95 percentilbedömning, (se bilaga 1)

** baserat på en 90 percentilbedömning (se bilaga 1)

Barriäreffekt i mark

I Sverige finns ca. 300 000 anläggningar där avloppsvattnet infiltreras i mark (Naturvårdsverket 2008). I regel sker det en god reduktion av patogener i mark. En reduktion som är beroende av såväl mikroorganismens som markens beskaffenhet. De viktigaste egenskaperna hos mikroorganismen är fr.a. typ, storlek, form, laddning och hydrofobicitet medan markens egenskaper att avskilja beror främst på partikel- och porstorlek, partiklarnas laddning samt mineral- och jordsammansättning (Naturvårdsverket 1980; Naturvårdsverket 1985; Schijven 2001). Engblom och Lundh (2006) har sammanställt resultat från undersökningar som gjorts i fullskaliga anläggningar och försöksområden i olika länder för att kvantifiera den mikrobiologiska barriärverkan för reduktion av virus vid olika uppehållstider och avstånd från infiltrationspunkten (tabell 4). Det var stor skillnad på reduktionen beroende på akvifärens egenskaper, främst avseende grundvattenhastigheten. De förespråkar därför en kombination av uppehållstid (14 dygn) och avstånd (> 40 m) för att uppnå 4-8 log reduktion av virus i mark.

Tabell 4. Log-reduktion av virus i långsam respektive snabb akvifär med avseende på uppehållstid och avstånd (Engblom och Lundh 2006)

Långsam akvifär (1–3 m/dag)		Snabb akvifär (>25 m/dag)		Reduktion (log ₁₀)
Upphållstid (dygn)	Avstånd (m)	Upphållstid (dygn)	Avstånd (m)	
>5	10	ca 1	25	3
>14	15	ca 1,5	40	4
>25	20	ca 2	80	5
>35	30	ca 3	>80	6

Definition av nivåer med avseende på förutsättningar för utsläpp

Ett område som klassas i en viss nivå enligt miljö kan klassas annorlunda med avseende på hälsa. Detta beror i första hand hur och var människor och djur kan exponeras för utsläppt avloppsvatten och bestäms till mångt och mycket av de naturliga förutsättningarna att utjämna toppar i förekomsten av patogener innan exponering. Är de naturliga förutsättningarna för retention av från anläggningen behandlat avloppsvatten begränsat kan klassificeringen för smittskydd höjas vilket medför strängare krav på reduktion av smittämnen i anläggningen. Nedan presenteras förslag på definitioner för de olika nivåerna ur ett hälsoperspektiv:

- Låg nivå: Ingen trolig exponering för det renade vattnet förrän efter en lång transport som ger en stor utspädning. Beroende på omgivningens beskaffenhet kan detta avstånd variera men mellan tummen och pekfinger vid avstånd över 100 m.
- Normal nivå: Bra förutsättningar för infiltration, avstånd till grundvattennivå > 1 m när grundvattnet står som högst, horisontell transport > 50 m, eller där det går att mäta > 50 dygns transporttid i mättad zon.
- Hög nivå: Områden som inte lever upp till normal nivå p.g.a. tomtens storlek (kort avstånd), berg i dagen, olämplig jordmån (för infiltration), grundvattnets nivå (< 1 m under stora delar av året) eller rörelse (riktning mot vattentäkt som används för dricksvattenproduktion).
- Nolltolerans: Berg i dagen och samtidigt behov av grundvattenåterföring? Typ skärgårdsöar?

Riskvärdering

För att systematisera innebörden av barriärer samt visa på hälsoeffekter av olika förslag till funktionskrav för en liten anläggning gjordes en riskvärdering med data som presenteras i bilaga 2.

Reduktions- och utsläppskrav

De kriterier som satts upp för att bestämma reduktionsmål för hygieniska parametrar (smittrisk för sjukdomar som sprids fekalt-oralt via vatten) är att de ska vara:

- Säkra: följs rekommendationer när det gäller skyddsavstånd, placering och dimensionering ska det inte föreligga någon risk för människors hälsa för exponering via dricksvatten, bad och rekreation eller oavsiktligt intag från t.ex. ett dike som tar emot behandlat avloppsvatten.
- Mätbara: analyser för att validera reningsprocessers effektivitet och att kontrollera utsläpp ska finnas tillgängliga till en rimlig kostnad.
- Nåbara: reduktionen ska kunna uppnås utan alltför höga insatser i form av energi och kemikalieanvändning eller ta alltför stor yta i anspråk. Det är inget ändamål att i och med detta dokument göra anläggningar som fungerar väl idag otillräckliga genom att ställa orimliga krav i normalsituationen. Hellre lösa problemen på andra sätt genom sortering, retention och placering av utsläppspunkt.

Förslaget innebär en uppdelning i fyra nivåer: låg, normal, hög samt nolltolerans där de två mellersta motsvarar de idag rådande nivåerna enligt Naturvårdsverkets allmänna råd (2006). Som bas för målen (normal och hög skyddsnivå) har badvattendirektivet använts utav den enkla anledningen att det: 1) är det direktiv som finns med avseende på hälsorisker med fekal förorening i miljön idag, 2) tar hänsyn till variation, 3) motsvarar lämpliga reduktionsnivåer och 4) att miljöinspektörer på våra kommuner är väl bekanta med direktivet och en del kommuner redan använder det för små avloppsanläggningar.

I tabell 5 presenteras förslag på reduktionsmål för fekala indikatororganismer för normal och hög skyddsnivå. I normalfallet, där det finns goda förutsättningar för retention (skyddsavstånd) och avskiljning i markmiljö föreslås en tre log reduktion över anläggningen som relevant reduktionskrav.

Tabell 5. Sätt att bedöma en anläggnings förmåga att klara av hälsoskyddet i områden klassificerade som låg, normal och hög skyddsnivå samt områden där inga utsläpp tillåts (nolltolerans)

Nivå	Parameter	Reduktionsmål (för avlopp med WC)	Utsläpps*- och/eller teknikkraV**
Låg ^a	-	-	- Längre gående rening än slamavskiljare**
Normal ^b	<i>E. coli</i>	≥ 3 log	- Tillfredsställande badvattenkvalitet (där människor och djur kan exponeras via ytligt vatten)* - Utsortering av toalettavfall, BDT-vatten tas om hand utan sanitär olägenhet (översvämnings och luktproblem)**
	<i>Enterokocker</i>	≥ 3 log	
	<i>Cl.</i>	3 log	
	<i>perfringens</i> ^e	3 log	
	<i>Kolifager</i> ^e	3 log	
Hög ^c	<i>E. coli</i>	≥ 5 log	- Utmärkt badvattenkvalitet.* - Utsortering av toalettavfall. Längre gående rening än slamavskiljare för BDT-vatten**
	<i>Enterokocker</i>	≥ 5 log	
	<i>Cl.</i>	5 log	
	<i>perfringens</i> ^e	5 log	
	<i>Kolifager</i> ^e	5 log	
Noll-tolerans ^d	-	-	- Separering av toalettavfall. BDT-vatten behandlas enligt normal/hög nivå (≥ 3 log reduktion)**

^a Liten sannolikhet för att någon ska exponeras för utsläppt/infiltrerat avloppsvatten

^b Goda möjligheter för infiltration

^c Sämre möjligheter för infiltration p.g.a. berg i dagen, hög grundvattennivå och eller kort avstånd till vattentäkt

^d Ingen möjlighet att leda bort renat vatten utan övervägande risk för exponering

^e Vid behandling med desinfektion (t.ex. UV, ozon) ska effekten på någon av parametrarna *Clostridium perfringens* sporer eller somatiska kolifager dokumenteras

Resultat riskvärdering

För att se hur det skulle te sig med de föreslagna reduktionsnivåerna utfördes en riskvärdering med spridning från en anläggning till omgivande miljö och exponering via dricksvatten (mest troligt egen brunn), badvatten (liten recipient med badstrand) samt ett öppet vatten (dike) där människor och djur kan tänkas exponeras (bilaga 2). I denna riskvärdering har inte någon reduktion för vertikal transport räknats in då det alltid innebär diskussioner om snabb transport i makroporer eller sprickor. Dessutom är det relativt ofta som det är svårt att uppnå ett avstånd på > 1 m när grundvattenytan är som högst. Därför ses den vertikala transporten som inräknad i den totala reduktionen skyddsområdet ger (retention).

Resultaten, här uttryckta som Disability Adjusted Life Years² presenteras i tabell 6. Vidare kan man tänka sig att enskilda avlopp påverkar en ytvattentäkt som används som råvatten för dricksvattenproduktion. Denna exponering har dock tidigare visat sig vara av mindre betydelse än spridning via badvatten förutsatt att vattenverket har en barriärverkan motsvarande fyra log reduktion (Ottoson 2007). Även studier inom det nyligen avslutade VISK-projektet visade på mindre betydelse från små avlopp än andra källor, såsom bräddning och/eller utsläpp från kommunalt avlopp, i en större dricksvattentäkt (S. Pettersson, pers. komm.; www.visk.nu).

Tabell 6. Hälsoeffekt [DALYs per personår, mål < 1E-06] för exponering av behandlat avloppsvatten via dricksvatten, badvatten eller ett dike efter 2 – 6 log reduktion i anläggningen. Rött, ej acceptabelt utan andra barriärer i form av retention eller försvårad exponering. Gult indikerar att det troligtvis är OK men andra barriärer för smittskydd rekommenderas för att minska exponeringen. Vid grönt är det grönt, d.v.s. smittskyddet klaras med marginal

Exponering (reduktion)	Låg ^a 1 - 3	Normal ^b			Hög ^c		HögBDT ^d		Nolltolerans ^e	
		2	3	4	4	5	6	1 – 3	3	5
Dricks	5E-07	5E-05	5E-06	5E-07	0,0005	5E-05	5E-06	2E-05	0,0002	2E-06
Bad	^f	0,001	0,0002	2E-05	2E-05	2E-06	2E-07	7E-07	7E-08	7E-10
Dike	^f	0,002	0,0004	4E-05	4E-05	5E-06	5E-07	2E-06	2E-07	2E-09

^a Längre gående än slamavskiljare (1-3 log)

^b Bra förutsättning för infiltration, > 1m vertikal samt > 50 m horisontell transport, 4 – 8 log reduktion av virus

^c Sämre förutsättningar för infiltration och/eller < 50 m horisontell transport, 2 – 4 log reduktion av virus

^d WC slutet (~3,5 log reduktion), längre gående rening än slamavskiljare för BDT (1 – 3 log reduktion)

^e Dåliga förutsättningar för infiltration, 0 – 1 log reduktion av virus. WC slutet, BDT-vatten renas med motsvarande 3 eller 5 log

^f per definition inte möjligt (vid stor sannolikhet för dessa exponeringar bör det inte klassas som låg nivå)

För utsläpp av renat vatten som kan leda till direktexponering t.ex. via dike (utspädd) eller badvatten (med en utspädning på 100 ggr) räcker inte en 3 log reduktion utan ytterligare barriärer, i form av retention eller täckning av utsläppspunkt, måste till för att klara hälsoskyddet. Detta innebär att anläggningar i närheten av mindre vattentäkter som används för rekreation bör klassas som hög skyddsnivå med avseende på hälsa eller att efterbehandling/val av utsläppspunkt görs så att vattnet vid möjlig exponering eller utsläpp till den mindre ytvattentäkten håller en tillfredsställande badvattenkvalitet, vilket i regel inte

² Disability adjusted life year (DALY). En DALY kan ses som ett förlorat år av "friskt" liv. Summan av dessa DALY i hela befolkningen, eller bördan av sjukdomen, kan ses som ett mått på skillnaden mellan aktuell hälsostatus och en perfekt hälsosituation, där hela befolkningen lever till hög ålder, fria från sjukdomar och funktionshinder (www.who.int).

uppnås med det föreslagna reduktionsmålet på 3 log (tabell 6). Trots fem log reduktion av indikatororganismer (vilket ger en utmärkt badvattenkvalitet) och 100 ggr utspädning av det ”utmärkta badvattnet” når man inte riktigt det högt uppsatta hälsomålet, vilket säger en del om känsligheten i de riskmodeller som används i underlag till olika regelverk och att bad och rekreation är en underskattad spridningsväg. Samtidigt bör man tänka på att modellen bygger på spridningen av vinterkräksjukesvirus, ett virus som många svenskar årligen får via andra exponeringsvägar.

Kontroll – bestämning av reduktion

Ett organ som anmälts av en medlemsstat ska göra provning för en bestämning av produkttypen (första typprovning) när det gäller t.ex. reningsförmåga hos förtillverkade avloppsanläggningar som omfattas av (SS-) EN 12566-3. När det gäller test av reningseffektiviteten av minireningsverk handlar det om följande (www.boverket.se):

- Anläggningen ska installeras på ett sätt som är representativt för normala förhållanden samt skötas i enlighet med tillverkarens skötselinstruktioner.
- Ett fullständigt test tar X+38 veckor att genomföra. X är det antal veckor som tillverkaren anger att det tar innan anläggningen ger normala operativa resultat.
- Under större delen av testperioden på 38 veckor belastas anläggningen med normalt flöde, men vissa angivna veckor underbelastas anläggningen, vissa veckor överbelastas den och under två veckor stoppas ingående vatten helt.
- Exakt schema för hur belastningen varierar under testperioden finns i standarden. Det finns också beskrivet hur flödet ska variera under dygnet för att likna ett hushålls vattenanvändningsvanor. Ett strömavbrott på 24 h sker efter drygt halva testperioden.

Ingående vatten provtas och analyseras för att kontrollera att det verkligen är ett vatten med avloppsegenskaper som tillförs³. Proven som tas på såväl ingående som utgående vatten är flödesbaserade blandprover under 24 h. Provtagning och analys på in- och utgående vatten görs för att se reningsgraden. Provtagning sker vid 26 tillfällen utspritt under testperioden. Medelvärde av 20 analysers reningsgrader, provtagna vid normal belastning räknas ut för varje parameter. För reduktion av mikroorganismer föreslås i första hand att reduktionen av *E. coli* samt intestinala enterokocker beräknas, men som nämnts ovan att det för anläggningar med UV eller ozonbehandling bör ingå andra, tåligare parametrar.

Reduktionen bör anges i såväl procent (min-max) som log ($\pm$ Stdav); t.ex. 99,7 % (90 – 99,97) samt 2,5 log (0,1). I bilaga 2 ges ett exempel på en provserie av 20 provtagningar på in och utgående vatten från en anläggning, bedömning enligt badvattendirektivet, procent reduktion samt log reduktion. På detta sätt kan förslag till kompletterande reningssteg, retention eller flytt av utsläppspunkt för den aktuella anläggningen föreslås beroende på vilken skyddsnivå den är avsedd.

³ Den här författaren anser att obehandlat avloppsvatten från ett kommunalt reningsverk är lämpligt för utprovning av små avloppsanläggningar. Det har en förhållandevis stabil kvalitet och innehåller de indikatorer vars reduktion man ska mäta i tillräckliga mängder för att verifiera att erforderlig reduktion uppnås.

Diskussion

En liten avloppsanläggning skall skydda mot smittspridning och spridning av antibiotikaresistenta bakterier till djur och människor i dess närhet. Alternativet till små avlopp är att ansluta områden till det kommunala reningsverket eller en gemensamhetslösning. Reduktionen i den förra, som utgör ett referenssystem, finns presenterade i tabell 2. Avloppsreningen syftar till att reducera halten suspenderat material, organiska (syreförbrukande) ämnen samt kväve och fosfor. Reduktionen av patogener är däremot inte optimerad i de kommunala avloppsreningsverken idag. Jämfört med sekundär rening som tillämpas i de flesta kommunala avloppsreningsverk är de föreslagna målen högre ställda. Anledningen till att man kan ställa högre krav på det lilla (enskilda) avloppet är att utsläppspunkten i referenssystemet är väl vald med avseende på recipientens möjlighet att ta emot avloppsvatten och späda ut det till acceptabla nivåer innan människor riskerar att exponeras för det, d.v.s. man använder sig av barriären begränsad exponering på ett sätt som kanske inte är möjligt i det lilla, lokala, systemet. Vidare reser vi mer och antibiotikaresistens blir ett allt större problem. En hemvändare riskerar i det lilla systemet i större utsträckning sprida dessa, mer ovaliga patogener vidare via vatten då de inte späds ut av en större befolkning som inte bär på dem. Därför kan dessa hårda nivåer ses som adekvata för att minska risken för en lokal eller regional spridning av ett från början individuellt problem. För att undvika smittspridning utgör anläggningen en viktig del, samtidigt får man inte glömma bort de andra barriärerna som kan användas för att undvika att patogener sprider sig i miljön, där särskilt utsortering av fekal material utgör ett robust sätt att avlägsna huvuddelen av patogenerna från vattenfasen.

En riskvärdering gjordes för att se huruvida reduktions- och teknikkraven för de olika skyddsklassningarna kan anses möta upp mot de hälsokrav som rekommenderas av Världshälsoorganisationen (WHO 2011). Nedan följer en diskussion om dessa krav för de olika nivåerna. För utsläppsnivåer har badvattendirektivet använts som bas. Detta eftersom det är det dokument som idag finns som ger kravspecifikationer med avseende på mikrobiologiska parametrar (fekal förorening) i miljön, baserar sig på upprepade mätningar över tid och tar hänsyn till variation. Detta är av särskild vikt eftersom riskerna för smittspridning i normalfallet (med avseende på belastning och funktion) sällan innebär någon risk utan att det är under särskilda händelser (t.ex. vid klinisk sjukdom samtidigt som det råder nedsatt funktion i anläggningen) som risken för smittspridning kan finnas. En anläggning som kanske i snitt presterar sämre än en annan kan ändå vara säkrare om variationen i prestanda är mindre. Viss variation kommer ändå finnas, även för de bästa av anläggningar. Därför är det viktigt att man inte fokuserar tillståndsgivandet och tillsynen på bara själva anläggningen utan även beaktar andra barriärer mot smittspridning.

Säkra mål – vikten av fler barriärer

Av de tre kriterierna som sattes upp anser jag att säkerheten är det kriterium som måste prioriteras högst. I bakgrunden påpekades de specifika förutsättningar som gäller för små avlopp vad gäller patogenförekomst och därmed vikten av fler barriärer för att utjämna toppar i denna förekomst för att skydda människors och djurs hälsa. Nedan diskuteras dessa barriärer var för sig.

Utsortering

Att samla klosettwater separat ger en signifikant mindre fekal påverkan, motsvarande 99,6-99,998 % (2,8 - 4,9 log reduktion; Ottoson och Stenström 2003) och har även den fördelen att recirkulation av växtnäringsämnen underlättas då dessa samlas upp i mindre utspädd form (Jönsson m.fl. 2005). Vid separering är det av största betydelse att hantering av klosettwater

sker på ett sätt som inte är skadlig för människors och djurs hälsa. Då fraktionen utgör ett hushållsavfall med bra näringsvärde bör kommunen inrätta system för dess insamling, behandling och nyttiggörande (Naturvårdsverket 2008). Det bör inte tas om hand på fastigheten eftersom denna fraktion i så fall riskerar att utgöra en större risk än utsläppet av avloppsvattnet i sig. För BDT-vattnet är reduktionskravet över anläggningen (> 3 log) uppnådd för normal nivå i och med avskiljningen av klosettvattnet, men fortfarande ska utsläppskravet klaras (tillfredsställande badvattenkvalitet) vid möjlig exponering och vattnet tas omhand utan sanitär olägenhet, såsom lukt, inom tomtgränsen. I hög skyddsnivå föreslås att detta sker med hjälp av längre gående rening än slamavskiljare.

Behandling

Det är för behandlingen en kombination av reduktions-, teknik- och utsläppskrav har preciserats (tabell 5) beroende på ingående vatten (BDT eller samlat) samt möjlighet till exponering (dike, ytligt vatten eller grundvattentäkt, se vidare nedan).

1. *Teknikkrav:* I vissa sammanhang räcker det med att definiera teknik för att vara säker på att människors och djurs hälsa skyddas tillfredsställande, t.ex. vid låg skyddsnivå samt för BDT-vatten. Detta på grund av att vid låg skyddsnivå sker den reduktion, utspädning och utjämning av toppar som eftersträvas med god marginal i marken (retention) vid avstånd > 100 m. För BDT-vatten har den huvudsakliga reduktionen (> 3 log) ernåtts i och med utsorteringen och de sanitära problemen gäller i huvudsak lukt (Ridderstolpe 2004). BDT-vatten har dock visat sig innehålla höga halter av indikatorbakterier, utan att för den sakens skull vara fekalt påverkat, och vid punkten för exponering av ytligt vatten ska utsläppskraven klaras (se nedan).
2. *Reduktionskrav:* Detta är kärnan i uppdraget, hur kan en lämplig nivå bestämmas? Angreppssättet har varit att använda sig av en kvantitativ mikrobiologisk riskvärdering för den organism (norovirus) som mest troligt sprids via små dricksvattentäkter (E. Hallin, pers. komm.) och se till att denna spridning hamnar på en nivå i enlighet med WHO:s riktlinjer med avseende på hälsa. Med goda möjligheter för reduktion i mark och ett grundläggande skydd bedömdes 3 log reduktion (99,9%) vara en lämplig nivå. Vid förhållanden där man inte kan lita på retentionen, d.v.s. förhöjt skydd, behöver anläggningen klara av att avskilja upp till 5 log (99,999%) av patogenerna innan vattnet kan infiltreras med möjlighet att påverka en grundvattentäkt. Boverkets beskrivning av test för CE-märkning är ett förslag på hur denna reduktion kan valideras (bilaga 1). Alternativt kan man utgå från defaultvärden för ingående vatten (t.ex. 10^7 CFU *E. coli*/100 mL) och bara mäta på utgående vatten. Riktvärdet för *E. coli* ut från anläggningen i normal nivå motsvaras då av 10^4 CFU/100 mL, för hög skyddsnivå 100 CFU/100 mL. Provtagning må vara enkelt i teorin men inte lika lätt att praktiskt genomföra varför frågan om hur man bäst validerar anläggningars funktion bör utredas separat (se vidare kontroll nedan).
3. *Utsläppskrav:* Trots tre log reduktion över en anläggning kan det finnas risk för smittspridning vid direktexponering (tabell 6) varför det föreslås efterpolering eller försvårad exponering av det renade vattnet (se vidare retention och exponering nedan). Förslaget är att vattnet när det kommer i ”dagen” utanför tomtgränsen ska vara av en tillfredsställande badvattenkvalitet (tabell 3) och att stickprov inte bör ligga över 1000 CFU *E. coli*/100 mL och intestinala enterokocker < 400 CFU/100 mL (bilaga 1), vilket motsvarar ca 4 log reduktion. Detta innebär att det i normal skyddsnivå kan behövas en efterpolering i ett för allmänheten avskärmat område eller att

utsläppspunkten placeras så att exponering inte kan ske omedelbart för det renade vattnet. För anläggningar som är anpassade för hög skyddsnivå innebär detta inte något problem då vattnet efter fem log reduktion ligger under det föreslagna kravet med avseende på halten fekala indikatorer.

Retention

Retentionen kan utgöras av två delkomponenter: 1) den som skyddsområdet ger och som ligger till grund för klassningen samt 2) en komplettering av behandlingen i ett för allmänheten avskärmat område (ifall inte utsläpps och/eller reduktionskraven uppnås). I det senare fallet föreslår Johansson m.fl. (2004) t.ex. lagring eller fördröjning av avloppsvatten under en längre tid i dammar eller ett kompaktfilter eller annan filterbäddsteknik eller underjordisk bevattning för polering av renat avloppsvatten från anläggningen.

Exponering

En viktig barriär mot smittspridning från små avloppsanläggningar är att begränsa möjligheten för människor (och djur) att exponeras för det renade vattnet förrän de sjukdomsframkallande mikroorganismerna har reducerats, inaktiverats och späts ut till ofarliga nivåer. Utsläppspunkten har betydelse och kan utnyttjas för att minska risken för smittspridning. Ett utsläpp av föroreningar kan vara enklare att upptäcka och därmed snabbare att åtgärda i en ytvattentäckt än utsläpp till ett grundvatten. Samtidigt finns större möjlighet för exponering av ytvatten om man inte åtgärdar/väljer punkten för utsläpp med omsorg, se vidare nedan. I tätbebyggda områden med enskild vattenförsörjning kan det däremot vara mer lämpligt att avloppets utsläpp sker till ytvatten för att inte förorena dricksvattentäkten då retentionen, som skyddsavståndet ger, inte med säkerhet kan reducera patogenerna till ofarliga nivåer (Naturvårdsverket 2008).

1. Via grundvattentäkt

De föreslagna kraven är så ställda att man vid placering enligt riktlinjerna med avseende på avstånd till grundvattennivån (> 1 m) och mellan avlopp och nedströms liggande dricksvattentäkt (> 50 m) med god marginal kommer att uppnå tillräcklig reduktion för ett tjänligt dricksvatten (Naturvårdsverket 2006). De reduktioner som ger gult i tabell 7 motsvarar halter på < 1 CFU *E. coli*/1-10L vatten, d.v.s. 10-100 ggr under gränsen för tjänligt dricksvatten. Att använda ett särskilt skyddsavstånd uttryckt i meter är dock ett förenklat sätt att bedöma transporttid i mark. Om ett visst avstånd är tillräckligt eller inte bör avgöras i varje enskilt fall så att det alltid finns tillräckligt lång transporttid eller avstånd för vattnet mellan utsläppspunkten och vattentäkten (Engblom och Lundh 2006). Naturvårdsverket menar att vattnet bör ha en uppehållstid på 2 -3 månader och att utgå från ett minsta avstånd för normal skyddsnivå på cirka 50 m torde vara lämpligt. I områden där detta rekommenderade skyddsavstånd blir svåra att uppnå p.g.a. tomternas storlek, markens beskaffenhet eller grundvattenströmningens riktning och hastighet bör därför klassas som hög skyddsnivå med avseende på hälsa. I dessa områden ställs högre krav på reduktion i behandlingen, alternativt bör klosettvalet tas omhand i slutna system (tabell 5).

För anläggningar i områden där ”inga” utsläpps tillåts (*nolltolerans*) finns inga utsläppskrav satta utan syftet är att undvika all form av spridning från anläggningen. Detta innebär att endast slutna hantering av toalettavfallet tolereras. Vidare ska BDT-vattnet behandlas i enlighet med avloppsvatten i normal skyddsnivå och får släppas ut efter minst 3 log reduktion av indikatorbakterier (tabell 5).

2. Via ytligt vatten

Alternativet till infiltration är att avloppsvattnet leds till en ytvattentäkt efter behandling med risk för exponering via bad och rekreation eller dricksvatten producerat från ytvatten. Regelverket för smittskydd styr däremot idag endast EU-bad (HaV 2012). I och med att målet för utsläppen redan är tillfredställande nivå enligt badvattendirektivet kommer dock utsläpp till ytvatten inte leda till att närliggande badplatser påverkas med avseende på deras tjänlighet. Små avlopp kan även förorena en ytvattentäkt som används för dricksvattenproduktion. Denna spridningsväg bedöms dock vara av mindre betydelse.

En ytterligare exponeringsväg som togs upp i riskvärderingen var genom kontakt med vatten i ett öppet dike (tabell 6). Anledningen till detta var att det är en fråga som har dykt upp i olika diskussioner som en fara. Att avleda renat avloppsvatten till ett dagvattendike är en möjlighet till säker och öppen bortledning av behandlat vatten. Visst finns det möjlighet för exponering, men ett vägdike bör betraktas som en farlig plats där man inte ska vistas eftersom det finns andra faror såsom trafik. Tio exponeringstillfällen om en milliliter årligen är väl tilltaget och simuleringen för denna exponeringsvägs är fr.a. av intresse för spridning till djur. Djur insjuknar dock inte av humana norovirus.

För att minska exponeringen för de renade vattnet kan man, i de fall det behövs, t.ex. göra utsläppspunkten otillgänglig för människor genom att den täcks i ett stenlagt dika, m.h.a. växtlighet eller ett staket (Johansson m.fl. 2004). I vissa fall kan det vara lämpligt att förlänga ledningen efter anläggningen eller t.o.m. pumpa vatten till en lämpligare utsläppspunkt med mindre risk att det renade vattnet förorenar en dricksvattentäkt eller ligger öppet för exponering utan att uppnå utsläppskravet tillfredsställande badvattenkvalitet.

Mätbara mål – hur kan vi mäta reduktionen?

Ovan har reduktionskrav för behandling av avloppsvatten innehållande klosettwater föreslagits och diskuterats. Dessa krav är ganska meningslösa om de inte går att mäta. En fördel med att ha badvattendirektivet som grund är att det redan idag finns en god tillgänglighet för analyser till ett rimligt pris. De flesta företag som erbjuder mikrobiologiska analyser har ett paket speciellt för badvatten till en kostnad av cirka 300 SEK. I kontrollen innebär det att man mäter bakterier och inte virus, som troligtvis utgör den största risken för spridning då de utsöndras i höga halter, avskiljs sämre än bakterier och parasiter i avloppsrening (tabell 2) och transporteras lättare i mark (Schijven 2001). Det finns en ISO-standard för kolifager (Anon 2000) men däremot är det inte någon metod som än så länge plockats upp av analyskedjorna. I dagsläget (augusti 2013) är Smittskyddsinstitutet och Göteborg Vatten de två laboratorier som har en metod för detektion av somatiska kolifager ackrediterad. Förekomsten av kolifager i en begränsad population (med avseende på antal människor) varierar dock kraftigt och det är inte säkert att det är den lämpligaste indikatorn, utan förslaget är att basera funktionen på de etablerade indikatorbakterierna *E. coli* och entrocker. Undantaget gäller dock vissa typer av behandlingar där bakterier är avsevärt mycket känsligare än såväl parasiter som virus, d.v.s. desinfektion med kemikalier och/eller UV-ljus (Hijnen m.fl. 2006). För anläggningar vars barriärverkan till stor del utgörs av desinfektion är det av vikt att de även kan visa på motsvarande reduktion av kolifager och/eller *Clostridium perfringens* (tabell 5). Den senare finns för bestämning i vattenprov med membranfiltrering hos de flesta analyskedjorna.

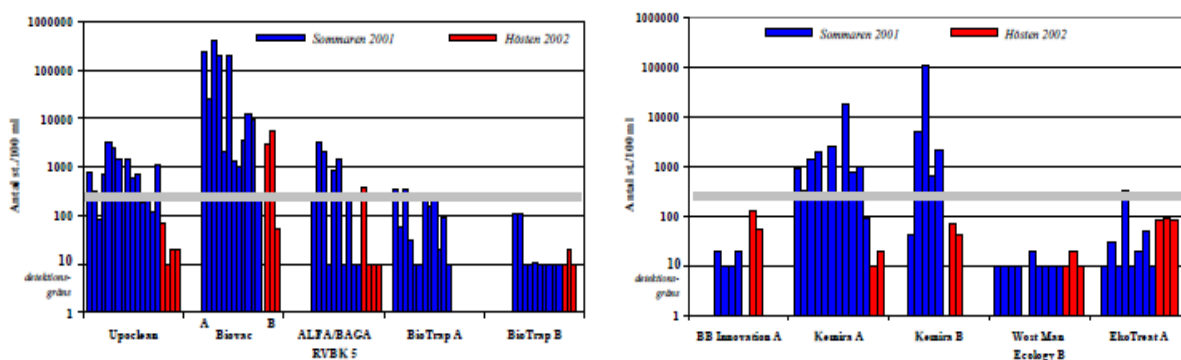
Provtagning och bedömning

I bilaga 1 finns en fingerad provtagningsserie presenterad som anger halten *E. coli* före respektive efter rening i en avloppsanläggning, utsläppshalter samt log- och procent reduktion. Enligt förslaget från Boverket bör flödesrelaterade dygnsprovtagningar före och efter anläggningen göras. Det finns dock vissa problem då bakteriehalterna i ett enskilt avlopp, till skillnad från i kommunalt avloppsvatten, kan variera betydligt och att det över slamavskiljaren ibland t.o.m. kan ske en tillväxt av fekala indikatorer. Därför kan ett alternativ vara att man, som beskrivet ovan, kan anta att ingående halter ligger på $1,0 \cdot 10^7$ CFU *E. coli*/100 ml samt $4,0 \cdot 10^6$ CFU intestinala enterokocker/100 ml. På detta sätt behöver man bara mäta på utgående vatten (och kan därmed ske på befintliga anläggningar) där vattnet efter behandling/vid infiltrationsytan bör ligga under 10 000 CFU *E. coli*/100 ml vid normal skyddsnivå, 1 000 CFU/100 ml vid utsläpp till ytlig vattentäkt/möjlig exponering.

Reduktionen över anläggningen (eller utsläppshalterna) kommer med stor sannolikhet att variera med olika belastning. Dessutom finns det felkällor såsom provtagning, transport och analysosäkerhet som också påverkar resultaten. Därför är det av stor vikt att man inte tolkar resultaten från en provserie för strikt, utan att man kan leva med att enstaka värden ligger utanför, t.o.m. långt utanför, det önskvärda gränsvärdet. Extremvärdena får däremot inte utgöra regel utan ska vara undantag (< 10%?).

Nåbara mål – kan anläggningarna klara av att reducera mikroorganismer?

Tre respektive fem log reduktion för indikatorbakterierna kan anses som relativt svårt att uppnå med tanke på att man i de kommunala reningsverken i regel ligger runt två log reduktion (Naturvårdsverket 1987; Ottoson m.fl. 2006). Däremot leder inte tre log reduktion av sorterat avloppsvatten till ett vatten som klarar av en tillfredsställande badvattenkvalitet, vilket utsläppskravet till ytligt vatten bör klara av. Här får man som sagt ovan gå in på den tredje (retention), alternativt fjärde (exponering) nivån i kedjan av barriärer innan utsläpp för att klara av utsläppskraven som föreslås. Vid fältförsök som utfördes vid Bornsjön söder om Stockholm kunde man dock se att potentialen att klara utsläppsmålet badvattenkvalitet med avseende på intestinala enterokocker (efter justeringar) fanns för ett flertal av anläggningarna (figur 1), fr.a. för sorterande system samt anläggningar med kemisk fällning (Hellström m.fl. 2003).



Figur 1. Utgående halter av presumtiva fekala streptokocker (sommaren 2001) samt fekala enterokocker (hösten 2002) från markbäddar i försök utförda inom projektet Bra Små Avlopp. Gränsvärdet för badvattenkvalitet indikeras av det gråa bandet (Hellström m.fl. 2003).

Referenser

- Andersson, M., Nyberg, F., Stenström, T.A. 1980. Markbäddar och infiltrationsanläggningar. Rapport över verksamheten under 1979/80. KTH TRITA-VAT-3810. Stockholm.
- Anonymous 2000. Water quality Enumeration of bacteriophages: 2 Somatic coliphages. International Standardisation Organisation method ISO 10750-2. Geneva.
- Asano T, Leong L, Rigby M, Sakaji R. 1992. Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data. *Water Sci Technol* 26(7–8):1513–24.
- Barker, SF., O'Toole J., Sinclair, M., Malawaraarachchi M., Hamilton AJ. 2012. A probabilistic model of norovirus disease burden associated with greywater irrigation of home-produced lettuce in Melbourne, Australia. *Water Res* 46: 4301-13.
- Chan, M.C., Sung, J.J., Lam, R.K., Chan, P.K., Lee, N.L., Lai, R.W., Leung, W.K., 2006, Fecal viral load and norovirus-associated gastroenteritis. *Emerg Inf Dis* 12, 1278-1280.
- Engblom, K., Lundh M. 2006. Mikrobiologisk barriärverkan vid konstgjord grundvattenbildning – en litteraturstudie om påverkande faktorer. VA-Forsk Rapport 2006-10. Stockholm.
- EPA 2011. Exposure Factors Handbook. Environmental Protection Agency. Washington DC.
- HaV 2011. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om badvatten. HVMFS 2012:14, Göteborg.
- Hellström D., L. Jonsson, M. Sjöström 2003. Bra små avlopp. Utvärdering av 15 enskilda avloppsanläggningar. Stockholm Vatten Rapport nr. 13. Stockholm.
- Hijnen W., Beerendonk, E., Medema, G. 2006. Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review. *Water Res* 40: 3-22.
- Hirano, S., Nordheim, E., Arny, D., Upper, C., 1982. Lognormal distribution of epiphytic bacterial populations on leaf surfaces. *Appl Environ Microbiol* 44 (3): 695–700.
- Hutchison ML, Walters LD, Moore T, Thomas DJ, Avery SM. 2005. Fate of pathogens present in livestock wastes spread onto fescue plots. *Appl Environ Microbiol* 71(2):691-6.
- Johansson, M., Kvarnström, E., Christensen, J., RIdderstolpe, P. 2004. Funktionskrav för avlopp – Möjligheter och hinder för införande inom ramen för befintlig lagstiftning. Verna ekologi, Stockholm.
- Jönsson, H, Baky, A., Jeppson, U., Hellström, D. & Kärrman, E., (2005). Composition of urine, faeces, greywater and bio-waste – for utilisation in the URWARE model. Urban Water Report 2005:6, Chalmers Institute of Technology, Göteborg.
- Loper, J., Suslow, T., Schroth, M., 1984. Lognormal distribution of bacterial populations in the rhizosphere. *Phytopathology* 74(12): 1454–1460.
- Naturvårdsverket 1980. Reduktion av bakterier och virus vid avloppsinfiltration i mark. SNV PM 1329. Solna.
- Naturvårdsverket 1985. Infiltration i mark – Mikroorganismers transport och överlevnad, SNV PM 3051. Solna.
- Naturvårdsverket 1987. Kommunalt avloppsvatten från hygienisk synpunkt. SNV PM 1956. Solna.
- Naturvårdsverket 2003. Robusta uthålliga små avloppssystem. Rapport 5224. Stockholm.
- Naturvårdsverket 2006. Naturvårdsverkets allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållspillvatten. Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2006:7. Stockholm.
- Naturvårdsverket 2008. Handbok till Allmänna råd om enskilda avlopp. Handbok 2008:3. Stockholm. (Förvaltas av Havs och Vattenmyndigheten).
- Naturvårdsverket 2012. Läget inom markbaserad avloppsrening. Samlad kunskap kring reningstekniker för små och enskilda avlopp. Rapport 6484. Stockholm.

- Ottoson, J., Stenström, T.A. 2003. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Res*, 37(3): 645-55.
- Ottoson, J. 2005. Comparative analysis of pathogen occurrence in wastewater – management strategies for barrier function and microbial control. PhD thesis in Environmental Engineering. Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.
- Ottoson, J., Hansen, A., Westrell, T., Johansen, K., Norder, H., Stenström, T. 2006. Removal of noro- and enteroviruses, *Giardia* cysts, *Cryptosporidium* oocysts and faecal indicators at four secondary wastewater treatment plants in Sweden. *Water Environ Res* 78(8): 828-34.
- Ottoson, J. 2007. Decision support tool for integrating health risks in wastewater management – calculation of wastewater treatment performance targets. Conference proceedings, 6th IWA speciality conference on reclamation & reuse of wastewater for sustainability. Antwerp, Belgium 9 - 12 October.
- Ridderstople, P. 2004. Introduction to greywater management. Ecosanres, report 2004-4, Stockholm.
- Risebro H, Breton L, Aird H, Hooper A, Hunter PR. 2012. Contaminated small drinking water supplies and risk of infectious intestinal disease: a prospective cohort study. *PLoS One* 7(8):e42762.
- Said B, Wright F, Nichols GL, Reacher M, Rutter M. 2003. Outbreaks of infectious disease associated with private drinking water supplies in England and Wales 1970-2000. *Epidemiol Infect.* 30: 469-79.
- Schijven, J. 2001. Virus removal from groundwater by soil passage. Thesis Technical University Delft. Delft.
- Socialstyrelsen 2008. Dricksvatten från enskilda vattentäkter – Ett nationellt tillsynsprojekt 2007. Socialstyrelsen artikel 2008-109-15. Stockholm.
- Stenström, T.A. 1996. Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppssystem. Riskvärdering av traditionella och alternativa avloppslösningar. Rapport 4683. Naturvårdsverket, Smittskyddsinstitutet, Socialstyrelsen. Norstedts tryckeri. Stockholm.
- Sveriges Geologiska Undersökningar 2013. Bedömningsgrunder för grundvatten. SGU Rapport 2013:1. Uppsala.
- Teunis, P.F., Moe, C.L., Liu, P., Miller, S.E., Lindesmith, L., Baric, R.S., Le Pendu, J., Calderon, R.L., 2008, Norwalk virus: how infectious is it? *J Med Virol* 80, 1468-1476.
- Thorven M, Grahn A, Hedlund KO, Johansson H, Wahlfrid C, Larsson, G., Svensson, L. 2005. A homozygous nonsense mutation (428G→A) in the human secretor (FUT2) gene provides resistance to symptomatic norovirus (GGII) infections. *J Virol* 79: 15351–5.
- Westrell, T., Andersson, Y., Stenstrom, T.A., 2006. Drinking water consumption patterns in Sweden. *J Water Health* 4, 511-522.
- WHO 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. World Health Organisation. Geneve.
- WHO 2011. Guidelines for Drinking-water Quality 4th edition. World Health Organisation. Geneve.
- Yip-Richardson H, Nichols G, Lane C, Lake IR, Hunter PR. 2009. Microbiological Surveillance of Private Water Supplies in England – The impact of environmental and climate factors on water quality. *Water Res* 43: 2159-2168.

Bilaga 1. Vägledning till bedömning av funktionstest enligt badvattendirektivet

Exempel på hur en provtagningsserie kan se ut presenteras i tabellen nedan. För att bedöma huruvida man kan nå upp till reduktionskraven som föreslås för normal (3 log) respektive hög (5 log) skyddsnivå beräknar man skillnaderna mellan de tiologaritmerade värdena in respektive ut.

Tabell. In- respektive utflödesvärden av E. coli från 20 mätningar över en anläggning, reduktionen uttryckt i såväl procent som log-reduktion

<i>E. coli</i> in		<i>E. coli</i> ut		Reduktion	
[CFU/100 ml]	[log ₁₀]	[CFU/100 ml]	[log ₁₀]	[%]	[log]
1100000	6,041	530	2,724	99,9518	3,317
700000	5,845	700	2,845	99,9000	3,000
9000000	6,954	260	2,415	99,9971	4,539
8800000	6,944	880	2,944	99,9900	4,000
32000000	7,505	90	1,954	99,9997	5,551
23000000	7,362	110	2,041	99,9995	5,320
6700000	6,826	500	2,699	99,9925	4,127
13000000	7,114	700	2,845	99,9946	4,269
9000000	6,954	200	2,301	99,9978	4,653
760000	5,881	300	2,477	99,9605	3,404
1100000	6,041	470	2,672	99,9573	3,369
2400000	6,380	620	2,792	99,9742	3,588
8200000	6,914	700	2,845	99,9915	4,069
1200000	6,079	260	2,415	99,9783	3,664
7000000	6,845	880	2,944	99,9874	3,901
940000	5,973	1100	3,041	99,8830	2,932
8000000	6,903	110	2,041	99,9986	4,862
340000	5,531	500	2,699	99,8529	2,833
12000000	7,079	200	2,301	99,9983	4,778
590000	5,771	300	2,477	99,9492	3,294
		Medel (μ)	2,574	99,9677	3,973
		Stdav (σ)	0,324		0,788

För bedömning och jämförelse av utsläppen mot Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd (HVMFS 2012:14) om badvatten används utvärdena för *E. coli* och intestinala enterokocker för beräkning av 90- respektive 95-percentil⁴ enligt ekvation (1) och (2) att jämföras med värdena i tabell 4:

⁴ Med utgångspunkt i en uppskattning av percentilen för tiologaritmen (log₁₀) för de mikrobiologiska data som bestämts på utgående vatten från en anläggning erhålls percentilvärdet på följande sätt:

i) Ta log₁₀-värdet för antalet kolonibildande enheter (cfu) i den datamängd som utvärderas (om nollvärde erhålls, ta i stället log₁₀-värdet av den lägsta detektionsgränsen för den använda analysmetoden).

ii) Beräkna det aritmetiska medelvärde av log₁₀-värdena (μ).

iii) Beräkna standardavvikelsen för log₁₀-värdena (σ).

Den övre 90-percentilspunkten för datasannolikhetstätheten erhålls genom följande ekvation: övre 90-percentil = antilog ($\mu + 1,282 \sigma$).

Den övre 95-percentilspunkten för datasannolikhetstätheten erhålls genom följande ekvation: övre 95-percentil = antilog ($\mu + 1,65 \sigma$).

$$(1) \text{För beräkning av 90 – percentilen: } 10^{(2,574+1,282*0,324)} = 975$$

$$(2) \text{För beräkning av 95 – percentilen: } 10^{(2,574+1,65*0,324)} = 1283$$

Bedömning: Anläggningen klarar av reduktionskravet för normal skyddsnivå, däremot inte utsläppskraven som erfordras vid möjlig exponering för människor och djur eller till en mindre ytvattentäkt. I rådgivningen från Boverket står det dock att man ska tolka resultaten generöst (www.boverket.se). Med en generös tolkning kan 90-percentilen på 975 (gränsvärde 900) kunna få passera. Vid stickprovtagningar av ett utsläpp är rekommendationen att halten *E. coli* bör ligga under 1000 CFU/100 ml. Motsvarande siffra för intestinala enterokocker är 400 CFU/100 ml. Motsvarande utsläpp från en anläggning i hög skyddsnivå vid punkt för möjlig infiltration av det behandlade vattnet i mark bör ligga en tiopotens lägre, d.v.s. 100 respektive 40 CFU/100 ml för *E. coli* och intestinala enterokocker respektive.

För att den hypotetiska anläggningen i exemplet ovan skulle kunna användas inom hög skyddsnivå behövs behandlingen kompletteras för ytterligare en log reduktion av indikatorbakterier innan vattnet släpps ut med möjlighet att påverka grundvattentäkter. Detta kan potentiellt uppnås i t.ex. en markbädd eller vad kommunen anser är lämpligast för den avsedda platsen.

Bilaga 2. Riskvärdering för smittspridning via enskilda avloppsanläggningar

Riskvärdering är en vetenskaplig process som består av fyra steg: 1) bestämning av faror, 2) beskrivning av faror, 3) bedömning av exponeringen och 4) beskrivning av risken.

Riskvärderingen kan t.ex. utföras för att ta fram underlag för att fastställa åtgärds mål, göra prioriteringar eller besluta om åtgärder. En viktig del i riskvärderingsprocessen är att identifiera kunskapsluckor för framtida datainsamling/behov.

Bestämning av fara: Det finns en mängd agens (bakterier, parasiter och virus) som kan spridas fekal-oral via vatten. I detta fall användes norovirus (som ger vinterkräksjuka) som indexorganism för att bedöma risken för smittspridning via små avlopp och hur denna påverkades av olika reduktion över en anläggning.

Tabell 8. Data som användes

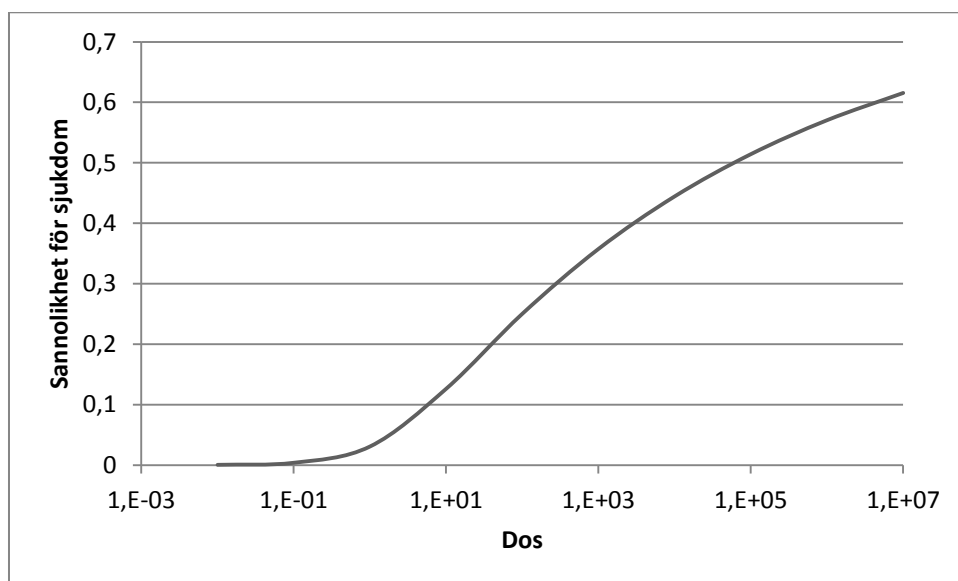
Parameter	Funktion	Referens
Årlig incidens	0,37	(www.visk.nu)
Utsöndring (viruspartiklar/g)	Lognormal: $\mu = 9$, $\sigma = 1$	Chan m.fl. 2006; Barker m.fl. 2013
Utsöndring (g)	105	
Vattenförbrukning (L)	160	
Log avskiljning svartvatten	Normal: $\mu = 3,5$, $\sigma = 0,4$	Ottoson och Stenström 2003
Log-reduktion i mark låg	Uniform: min = 6, max = 10	Givna förutsättningar
Log-reduktion i mark normal	Uniform: min = 4, max = 8	
Log-reduktion i mark hög	Uniform: min = 2, max = 4	
Log-reduktion i mark noll-tolerans	Uniform: min = 0, max = 1	
Utspädning recipient (ggr)	100	
Dagligt dricksvattenintag (L)	Lognormal: $\mu = 0,912$, $\sigma = 0,5$	(www.visk.nu); Westrell m.fl. 2006
Badvattenintag, kallsup (dL), 26 ggr/år	Lognormal: $\mu = 0,50$, $\sigma = 0,20$	US-EPA; Ottoson 2005
Oavsiktligt intag (mL), 10 ggr/år	1,0	Asano m.fl. 1992; Ottoson 2005
Beskrivning av fara (Dos-respons), sannolikhet för sjukdom hos mottagliga individer = $1 - (1 + n \cdot \text{Dos})^{-r}$	$n = 0,508$, $r = 0,095$	Teunis m.fl. 2008
Andel mottagliga individer	0,8	Thorven m.fl. 2005
Beskrivning av risk (beräkning av DALY)	Uniform: min = 0,000371, max = 0,00623	Barker m.fl. 2013

Bedömning av exponering: Antalet viruspartiklar i avloppsvattnet bestämdes med hjälp av magsjukedata från studien Ale H₂O som Livsmedelsverket utfört inom projektet Virus i vatten, Skandinavisk kunskapsbank (www.visk.nu) samt utsöndringsdata för norovirus och fekalier (tabell 8). För utspädningen att beräkna halten i obehandlat avloppsvatten användes

160 liter per persondygn som total vattenförbrukning. Avskiljningen sker i olika barriärer, för utsortering användes mina data där den fekala inblandningen i BDT-vatten bestämdes med hjälp av kolesterol och koprostanol som markörer då det visat sig att de fekala indikatororganismerna kan tillväxa i systemet (Ottoson och Stenström 2003). En funktion motsvarande reduktionen av fekalier i vattnet motsvarande $3,5 \pm 0,4$ log anpassades till data (tabell 8). Nästa steg i reduktionen, behandlingen, gick till väga såsom att ett antal reduktionsmål simulerades i separata scenarier för hög respektive normal skyddsnivå. För de teknikbaserade scenarierna (låg skyddsnivå samt BDT-vatten) antogs längre gående rening än slamavskiljare reducera virusnivåerna mellan 1 – 3 log (tabell 8).

Möjlighet att exponeras för det behandlade vattnet kan ske vid utsläpp till en recipient eller dike t.ex. via bad eller oavsiktligt intag om man leker med barkbåtar i diket. Vid infiltration sker en reduktion i mark som är beroende av fler parametrar beskrivna tidigare. I normal skyddsnivå bör man åtminstone ha 4 log reduktion i retentionen i mark, annars bör området klassas som hög skyddsnivå med avseende på hälsa. De olika volymerna och antalet tillfällen man exponeras finns beskrivna i tabell 8.

Beskrivning av fara: Slutpunkten för denna riskvärdering var det av WHO föreslagna DALY som tar hänsyn till konsekvensen av en infektion eller sjukdom. Det beräknades genom en att en funktion för känsliga individer (ca. 80% av populationen, Thorven m.fl. 2005) som exponeras för en viss dos visar symptom på sjukdom. Denna funktion finns beskriven av Teunis m.fl. (2008) och baserar sig på humanförsök. Virus kan befinna sig i aggregerad eller dissocierad form i vatten. I denna riskvärdering utgick jag från att de förekommer i dissocierad form som ett worst-case scenario (figur 2).



Figur 2. Dos-responsmodell, d.v.s. hur stor andel av en population som insjuknar efter exponering för en viss dos av norovirus.

Beskrivning av risk: Riskbedömningen gjordes med hjälp av Monte-Carlosimuleringar i @Risk 5.0 (Palisade Corp., Ithaca, NY). För varje scenario (resultaten i tabell 5) gjordes 10,000 upprepningar där det vid varje upprepning dras ett värde från aktuell fördelning enligt bedömning av exponering samt beskrivning av fara. Detta ger en ny fördelning över risken, uttryckt som DALYs för respektive scenario. Riktmärket är att denna bör vara motsvarande en mikro-DALY, d.v.s. en miljondels förlorat år med perfekt hälsa.

Känslighetsanalys: För att skatta hur pass mycket ingångsvariablerna påverkar utfallet görs en känslighetsanalys. I denna riskvärdering gjordes detta genom att bestämma korrelationskoefficienten mellan ingångsvariabeln samt risken för varje upprepning med Spearman rank order correlation i @Risk 5.0 (Palisade Corp.). I de flesta scenarier var utsöndringshalten (uttryckt som viruspartiklar/g) den ingångsvariabel som påverkade resultatet (uttryckt som DALYs) mest, förutom i normal nivå där log-reduktionen i mark (retention) korrelerade starkare.