CHALMERS

Verktyg för mikrobiell riskanalys (MRA) av små avloppsanläggningar nära dricksvattenbrunnar

Modellutveckling och fältförsök

ANDREAS LINDHE, JOHAN ÅSTRÖM, LARS ROSÉN & LARS-OVE LÅNG

DRICKS – Centrum för dricksvattenforskning
Institutionen för bygg- och miljöteknik
Chalmers tekniska högskola
Göteborg

Rapport 2015:9

Verktyg för mikrobiell riskanalys (MRA) av små avloppsanläggningar nära dricksvattenbrunnar

Modellutveckling och fältförsök

ANDREAS LINDHE, JOHAN ÅSTRÖM,
LARS ROSÉN & LARS-OVE LÅNG

DRICKS – Centrum för dricksvattenforskning
Institutionen för bygg- och miljöteknik
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, 2015

Verktyg för mikrobiell riskanalys (MRA) av små avloppsanläggningar nära dricksvattenbrunnar – Modellutveckling och fältförsök

© ANDREAS LINDHE, JOHAN ÅSTRÖM, LARS ROSÉN & LARS-OVE LÅNG, 2015

Institutionen för bygg- och miljöteknik, Chalmers tekniska högskola
Rapport 2015:9
ISNN 1652-9162

Andreas Lindhe – DRICKS, Institutionen för bygg- och miljöteknik, Chalmers tekniska högskola, andreas.lindhe@chalmers.se

Johan Åström – Tyréns AB, johan.astrom@tyrens.se

Lars Rosén – DRICKS, Institutionen för bygg- och miljöteknik, Chalmers tekniska högskola, lars.rosen@chalmers.se

Lars-Ove Lång – Sveriges geologiska undersökning & DRICKS (Chalmers), lars-ove.lang@sgu.se

DRICKS – Centrum för dricksvattenforskning
Institutionen för bygg- och miljöteknik
Chalmers tekniska högskola
412 96 Göteborg
Telefon: 031-772 10 00

FÖRORD

Föreliggande rapport utgör slutredovisningen av projektet *Verktyg för mikrobiell riskanalys av små avloppsanläggningar nära dricksvattenbrunnar*, som finansierats av Havs- och vattenmyndigheten inom ramen för anslag 1:12 *Åtgärder för havs- och vattenmiljöer*. I utlysningen konstateras att små avlopp utgör ett betydande problem och att det därför är viktigt att stimulera fortsatt utveckling inom verksamhetsområdet.

Projektet som redovisas i denna rapport fokuserade på smittspridning från små avlopp till närliggande dricksvattenbrunnar. Ett verktyg i form av en datormodell för mikrobiell riskanalys (MRA) anpassad till enskilda avlopp har utvecklats och ett fältförsök har genomförts för att få ökad kunskap om virustransport i grundvatten. Projektet har genomförts i samarbete mellan Chalmers tekniska högskola (DRICKS – Centrum för dricksvattenforskning), Tyréns AB och Sveriges geologiska undersökning. Folkhälsomyndigheten och Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) har genomfört vattenanalyser. Representanter från Uddevalla kommun, Trollhättans Stad och Alingsås kommun har tillhandahållit synpunkter på den MRA-modell som utvecklats.

Författarna vill rikta ett stort tack till Uddevalla kommun och speciellt Tony Grantz som medverkat i projektet och praktiskt bistått i fältförsökets genomförande. Ett stort tack riktas också till Stiftelsen Backamo Lägerplats som upplåtit det aktuella fallstudieområdet.

Projektet som presenteras i denna rapport har varit nära knutet till andra pågående projekt vid Chalmers som behandlar mikrobiella risker och grundvattenfrågor, men då med fokus på kommunala grundvattentäkter. Författarna är mycket tacksamma för finansieringen från Havs- och vattenmyndigheten, vilket möjliggjort detta projekt och därmed också en fortsatt utveckling inom området. Förhoppningen är att den utvecklade MRA-modellen, trots kvarstående förbättringsmöjligheter, ska komma till praktisk nytta och underlätta bedömningen av den hälsorisk enskilda avlopp kan utgöra.

SAMMANFATTNING

Lokaliseringen av små avlopp i närheten av dricksvattenbrunnar innebär en potentiell hälsorisk i såväl Sverige som internationellt. För vattenburna sjukdomsutbrott kopplade till privata dricksvattenbrunnar bedöms den huvudsakliga smittkällan utgöras av närliggande små avloppsanläggningar. I ett nationellt tillsynsprojekt som Socialstyrelsen utförde år 2007 konstaterades att enbart ca 20 % av alla prover från privata dricksvattenbrunnar var tjänliga och en lika stor andel otjänliga. Den vanligaste orsaken till otjänligt dricksvatten var mikrobiologisk förorening.

Privata dricksvattenbrunnar har i regel inte några mikrobiologiska barriärer utöver det som åstadkoms längs vattentransporten genom marken. Vidare är frånvaron av indikatorbakterier inte någon garanti för att dricksvattnet är hälsomässigt säkert. Den grupp av patogener (smittämnen) som oftast orsakat hälsopåverkan via grundvattentäkter är virus, som genom sin nanometerstorlek kan passera jordlager som avlägsnar bakterier och parasiter vilka är betydligt större. Det finns således en potentiell risk som bör analyseras och hanteras.

Föreliggande rapport utgör slutredovisningen av projektet *Verktyg för mikrobiell riskanalys av små avloppsanläggningar nära dricksvattenbrunnar*, som finansierats av Havs- och vattenmyndigheten inom ramen för anslag 1:12 *Åtgärder för havs- och vattenmiljöer*. De två huvudsyftena med denna rapport är att: (i) presentera det verktyg för kvantitativ mikrobiell riskanalys (MRA) som utvecklats för enskilda och mindre kommunala dricksvattenbrunnar exponerade för små avlopp, samt (ii) redovisa resultaten från ett fältförsök där bakteriofager (bakterievirus) spårats för att undersöka spridningen av virus i mättad zon (grundvattenzon).

Den utvecklade MRA-modellen[1] är ett verktyg som ska kunna användas av tillsynsmyndigheten för att analysera risken för existerande anläggningar men också i planeringssyfte vid bedömning av rimliga säkerhetsavstånd och placering av nya små avlopp och dricksvattenbrunnar. Modellen är fritt tillgänglig och kräver ingen installation. Den är utformad enligt grunderna för kvantitativ mikrobiell riskanalys som inkluderar fyra huvudsteg: faroidentifiering, exponeringsbedömning, dos-respons-bedömning och riskkarakterisering. Modellutvecklingen har framförallt varit inriktad på exponeringsbedömningen och att ta fram en modell som beaktar den barriäreffekt som uppnås via slamavskiljaren, biohuden, transport i omättad zon samt transport i mättad zon. Speciellt fokus har riktats mot transporten och avskiljningen i mättad grundvattenzon.

Befintliga vägledningar i arbetet med att motverka smittspridningen från små avloppsanläggningar innefattar bl.a. rekommenderade skyddsavstånd, vilket kan utgöra ett praktiskt verktyg vid prövning av nya anläggningar. Det finns dock situationer då de lokala markförhållandena kräver att en mer detaljerad analys görs för att avgöra huruvida en tillräcklig säkerhetsnivå kan uppnås. Den utarbetade MRA-modellen syftar till att utgöra ett komplement och fördjupande verktyg i arbetet med att bedöma den hälsorisk små avlopp medför. Detta gäller såväl vid bedömning av nya anläggningar som för analys av befintliga anläggningar. Modellen kan t.ex. utgöra ett viktigt stöd då de generella rekommendationerna är svåra att tillämpa.

---

[1] Modellen nås genom att kopiera in nedanstående länk i webbläsare. Det är viktigt att hela adressen kopieras. Klickar man på länken i den elektroniska rapportversionen kan det hända att bara delar av adressen kommer med.

https://www.analyticacloud.com/acp/ClientAs3/AcpFlex.aspx?inviteId=12&inviteCode=887535&subName=andreas%2Elindhe%40chalmers%2Ese

Fältförsöket syftade till att ge en ökad förståelse för de processer som påverkar avskiljningen av virus i mättad grundvattenzon samt underlag för att validera den framtagna MRA-modellen. Trots ett lyckat inledande spårningsförsök med klorid kunde ingen transport av fager påvisas och resultaten har därför inte kunnat användas i den omfattning som var tänkt.

Utifrån arbetet med att utveckla MRA-modellen, diskussioner om förhållanden och angreppssätt inom projektgruppen och genomförandet av fältförsöket, kan konstateras att god kunskap om de geologiska och hydrogeologiska förhållandena på den aktuella platsen är av största vikt då små avlopps potentiella effekt på närliggande dricksvattenbrunnar ska bedömas.

Några viktiga fördelar med den utvecklade MRA-modellen är att den:

- Ger en struktur som underlättar diskussionen om de parametrar som påverkar risken.
- Sammanställer aktuella forskningsresultat gällande transport av virus från små avlopp till dricksvattenbrunnar samt dos-responssamband som reglerar infektionsrisken.
- Gör det möjligt att analysera scenarier och se hur risken påverkas om t.ex. avståndet från infiltrationsanläggning till dricksvattenbrunn ändras.
- Visar hur stor reduktion som uppstår i olika delar av avloppsanläggningen och under grundvattentransporten.
- Tar hänsyn till osäkerheter i såväl indata som de slutgiltiga resultaten och möjliggör känslighetsanalys i syfte att se hur mycket en viss parameter påverkar slutresultatet.

För att ytterligare utveckla den framtagna MRA-modellen, dess användbarhet och den faktiska användningen av den, är det viktigt att:

- Diskutera vad som ska användas som kravnivåer vad gäller den hälsorisk små avlopp får utgöra för dricksvattenbrunnar. Detta kan t.ex. uttryckas som en acceptabel infektionssannolikhet eller relateras till den existerande kravnivån (10^{-6}) Världshälsoorganisationen presenterar i termer av DALY (Disability Adjusted Life Years).
- Utbilda miljö- och hälsoskyddsinspektörer samt andra potentiella användare i MRA-modellen.
- Uppdatera såväl modellen som beskrivningen av den baserat på erfarenheter från kommande tillämpningar.
- Uppdatera modellen då ny indata blir tillgänglig eller nya angreppssätt identifieras.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Förord ... iii

Sammanfattning ... v

Innehållsförteckning ... vii

1 Inledning ... 9
- 1.1 Bakgrund ... 9
- 1.2 Syfte ... 10
- 1.3 Rapportstruktur ... 10

2 Mikrobiologiska risker, små avlopp och dricksvatten ... 13
- 2.1 Fokus på virus ... 13
- 2.2 Styrande faktorer ... 14
- 2.3 Försöksuppställningar ... 16

3 Modell för mikrobiell riskanalys (MRA) ... 17
- 3.1 Modellansats ... 17
  - *3.1.1 Faroidentifiering* *17*
  - *3.1.2 Exponeringsbedömning* *18*
  - *3.1.3 Dos-respons-bedömning* *22*
  - *3.1.4 Riskkarakterisering* *23*
- 3.2 Manual och modellbeskrivning ... 23
  - *3.2.1 Generell information* *25*
  - *3.2.2 Beskrivning av avloppsanläggningen (Steg 1)* *25*
  - *3.2.3 Beskrivning av riskutsatt dricksvattenbrunn (Steg 2)* *26*
  - *3.2.4 Beskrivning av transport i mark (Steg 3)* *27*
  - *3.2.5 Beräkning av virusreduktion och infektionsrisk (Steg 4)* *28*

4 Fältförsök med fagspårning ... 31
- 4.1 Spårningsförsök med bakteriofager ... 31
- 4.2 Material och metod ... 31
  - *4.2.1 Övergripande upplägg* *31*
  - *4.2.2 Lokalisering, geologiska- och hydrogeologiska förutsättningar* *32*
  - *4.2.3 Bakteriofager* *35*
  - *4.2.4 Genomförande* *36*
- 4.3 Resultat ... 37

5 Diskussion och slutsatser ... 41
- 5.1 MRA-modell ... 41
- 5.2 Fältförsök ... 42

6 Referenser ... 45

1 INLEDNING

I detta inledande avsnitt beskrivs bakgrunden till och syftet med det projekt som redovisas i denna rapport. Viktiga avgränsningar lyfts fram för att tydliggöra ramarna för det arbete som presenteras.

1.1 Bakgrund

Lokaliseringen av små avlopp i närheten av dricksvattenbrunnar innebär en potentiell hälsorisk i såväl Sverige som internationellt. Av det totala antalet vattenburna utbrott i Sverige under perioden 1995-2003 ägde omkring 70 % rum vid små vattenverk, framför allt vid kommunala grundvattenverk som försörjer färre än 1 000 personer (Lindberg & Lindqvist, 2005). För enskilda eller privata dricksvattentäkter under perioden 1975-1991 registrerades 40 utbrott med knappt 12 personer drabbade per utbrott (Stenström et al. 1994). Den vanligaste orsaken till utbrott från grundvattentäkter generellt har rapporterats vara direktförorening med avloppsvatten, och för privata dricksvattenbrunnar är små avloppsanläggningar i omgivningen en huvudsaklig smittkälla. I ett nationellt tillsynsprojekt år 2007 gällande dricksvatten från enskilda vattentäkter konstaterades att enbart ca 20 % av alla prover från privata dricksvattenbrunnar var tjänliga och en lika stor andel otjänliga. Mikrobiologisk förorening var den vanligaste orsaken till otjänligt dricksvatten (Socialstyrelsen, 2008).

Det kan konstateras att privata dricksvattenbrunnar i likhet med många mindre kommunala grundvattentäkter i regel inte har några mikrobiologiska barriärer utöver det som åstadkoms längs vattentransporten genom marken. Det finns således en potentiell risk som bör analyseras och hanteras. Frånvaron av indikatorbakterier är inte någon garanti för att dricksvattnet är hälsomässigt säkert. Den grupp av patogener (smittämnen) som oftast orsakat hälsopåverkan via grundvattentäkter är virus, som genom sin nanometerstorlek kan passera jordlager som avlägsnar bakterier och parasiter. Analyser av virus i vatten finns inte heller kommersiellt tillgängligt och är behäftade med metodologiska svårigheter. Kostnaden för virusanalyser är hög och är endast aktuellt att genomföra när det finns infekterade individer i fastigheten/-erna som belastar avloppet. Naturligt förekommande bakteriofager (bakterievirus), exempelvis somatiska kolifager, förekommer naturligt i avsevärt lägre halter än de traditionella indikatorbakterierna, vilket i kombination med låg analysvolym gör att sådana bakteriofager inte bör påträffas i dricksvattenbrunnar, såvida inte brunnsvattnet är kraftigt fekalt förorenat. Detta är anledningar till att andra metoder än provtagning och indikator- eller patogenanalys behöver användas för att bedöma risker för smittspridning från små avlopp till dricksvattenbrunnar.

Spårningsförsök genom tillsats av höga halter av specifika bakteriofagstammar har framgångsrikt använts i Sverige som en del i utbrottsutredningar för att bekräfta små avlopps påverkan på dricksvattenbrunnar (Stenström, 1996). Genom att bestämma in- och utgående halt av en känd bakteriofag har transporttid och reduktion kunnat bestämmas lokalt. Resultaten från spårningsförsök är dock sällan generaliserbara och kan därför inte överföras till andra platser. Detta beror bl.a. på att de hydrogeologiska förhållandena skiljer sig åt mellan olika vattentäkter.

I förenklingssyfte har schabloniserade säkerhetsavstånd använts för att avgöra hur små avlopp och dricksvattenbrunnar bör placeras i förhållande till varandra. I Havs- och vattenmyndighetens förslag till nya föreskrifter gällande små avloppsanläggningar för

hushållsspillvatten anges att det horisontella skyddsavståndet ska motsvara en transporttid av minst tre månader (HaV, 2013). Liknande uppgifter anges i Naturvårdsverkets faktablad 8147 (Naturvårdsverket, 2003), de allmänna råden (NFS 2006:7) och handboken som syftar till att komplettera de allmänna råden (Naturvårdsverket, 2008). Schablonvärden kan vara till nytta och förenkla arbetet i vissa fall. Om inte tillräcklig hänsyn tas till lokala transportförhållanden i marken kan risken dock både underskattas och överskattas.

Skyddsavståndet motsvarande en transporttid av tre månader bygger på att detta är en tid som ansetts tillräcklig för att avdöda bakterier. Detta skyddsavstånd kan dock ifrågasättas av olika skäl. För det första beror inaktiveringstiden på initialhalt och temperatur, vilket gör att det blir svårt att med säkerhet säga någonting om tiden fram till avdödning. För det andra kan bakterier överleva längre än tre månader, särskilt vid låga grundvattentemperaturer, något som visades i svenska försök redan i början av 1980-talet (Stenström, 1985). För det tredje har virus generellt en högre överlevnad än bakterier. Exempelvis har norovirus i kallt grundvatten kunnat detekteras över tre år och varit infektiöst i minst 61 dygn (Seitz et al., 2011). Slutligen kan nämnas att det inte enbart är inaktiveringen som styr reduktionen i marken utan även fastläggning och utspädning är viktiga faktorer att beakta i sammanhanget.

Att åtgärda enskilda avlopp är kostsamt och förelägganden för minskad hälsorisk måste vara motiverade ur hälsorisksynpunkt. De faktorer som påverkar reduktionen av mikrobiella smittämnen i en grundvattentäkt är egenskaper hos såväl mikroorganismerna som vattnet och marken. Engblom & Lundh (2006) sammanställde för några år sedan kunskapsläget i detta avseende, och redovisar fältförsök som ger ett mått på avskiljningen i mättad och omättad zon. Det finns dock inget verktyg för att relativt enkelt bedöma den platsspecifika hälsomässiga påverkan från ett enskilt avlopp på en dricksvattenbrunn.

1.2 Syfte

De två huvudsyftena med denna rapport är att:

- Presentera ett verktyg för kvantitativ mikrobiell riskanalys (MRA) som utvecklats för enskilda och mindre kommunala dricksvattenbrunnar exponerade för små avlopp.
- Redovisa resultaten från ett fältförsök där bakteriofager (bakterievirus) spårats för att undersöka spridningen av virus i mättad grundvattenzon.

Den utvecklade MRA-modellen är ett verktyg som ska kunna användas av tillsynsmyndigheten för att analysera risken för existerande anläggningar men också i planeringssyfte vid bedömning av rimliga säkerhetsavstånd och placering av nya små avlopp och dricksvattenbrunnar. Fältförsöket syftar till att ge en ökad förståelse för de processer som påverkar avskiljningen av virus i mättad grundvattenzon och visar på faktorer som är viktiga att beakta då bedömningar görs av befintliga och nya avloppsanläggningars placering i förhållande till exempelvis närliggande dricksvattenbrunnar.

1.3 Rapportstruktur

Rapporten är uppdelad i fem huvudkapitel enligt följande:

- *Kap. 1 – Inledning*
  Bakgrunden till och syftet med det genomförda projektet redovisas. Viktiga avgränsningar lyfts fram för att tydliggöra ramarna för det arbete som presenteras.

- *Kap. 2 – Mikrobiologiska risker, små avlopp och dricksvatten*
  En utökad bakgrundsbeskrivning ges till teori kopplad till mikrobiologiska risker och framförallt avskiljningen av patogener under transport i mark.
- *Kap. 3 – Modell för mikrobiell riskanalys (MRA)*
  I detta kapitel beskrivs den modellansats som ligger till grund för det utvecklade verktyget och en kortfattad manual presenteras.
- *Kap. 4 – Fältförsök med fagspårning*
  En beskrivning ges av det spårningsförsök som genomfördes i syfte att i fält mäta reduktionen av smittämnen i mättad zon (grundvattenzonen).
- *Kap. 5 – Diskussion och slutsatser*
  En diskussion förs kring den utvecklade MRA-modellen samt resultaten från det genomförda fältförsöket och viktiga slutsatserna sammanfattas.

2 MIKROBIOLOGISKA RISKER, SMÅ AVLOPP OCH DRICKSVATTEN

I detta kapitel ges en utökad bakgrundsbeskrivning vad gäller teori kopplad till mikrobiologiska risker och framförallt avskiljningen av patogener under transport i mark.

2.1 Fokus på virus

Som beskrivs i bakgrundskapitlet (kapitel 1.1) rapporterade Socialstyrelsen (2008) efter ett tillsynsprojekt år 2007 att enbart ca 20 % av alla prover från privata dricksvattenbrunnar var tjänliga och en lika stor andel otjänliga. Vidare konstaterades att mikrobiologisk förorening var den vanligaste orsaken till otjänligt dricksvatten. För privata dricksvattenbrunnar är således små avloppsanläggningar i omgivningen en viktig smittkälla att beakta. Jämfört med utsläpp från kommunala system kan små avloppsanläggningar vara fria från patogener (smittämnen) under stora delar av året, men kan å andra sidan innehålla mycket höga halter vid infektion i anslutna hushåll. Typiska sjukdomar som kan spridas via små avloppsanläggningar är magsjukor såsom vinterkräksjuka, campylobacterios och salmonellos (Ottoson, 2013).

Ser man till dricksvattenbrunnar påvisas sällan traditionella indikatorbakterier såsom *E. coli* och intestinala enterokocker. Vanligare är fynd av totalantalet koliforma bakterier och *Clostridium perfringens* som kan tillväxa naturligt i jord. En orsak till att färska fekala indikatorbakterier sällan påvisas är att bakteriereduktionen genom jordlagret som regel är god, en annan att provtagning sker sällan. Intestinala enterokocker har sedan lång tid ansetts som en lämpligare indikator på fekal förorening i grundvatten jämfört med *E. coli*; överlevnaden i mark är vanligen längre och överensstämmer därmed bättre med vissa patogena bakterier och virus. Vidare påverkas gruppen mindre av varierad jonsammansättning i mark och särskilt vid låga temperaturer är överlevnaden hög (Stenström, 1985). Att bakteriereduktionen är god är dock inte någon intäkt för att den mikrobiologiska risken är låg. Viruspartiklar kan genom sin höga överlevnad, litenheten jämfört med bakterier samt den negativa ytladdning som åstadkommer repulsion gentemot många jordpartiklar, passera igenom även sådana jordlager som stoppar transporten av bakterier och parasiter.

Storleksmässigt kan man förvänta sig att virus (0,02-0,2 µm) är den kategori patogener som har störst förmåga att tränga igenom olika jordlager och som dominerar patogenrisken i grundvattentäkter. En större avskiljning kan förväntas för bakterier (0,5-2,5 µm) och parasiter (4-14 µm) som storleksmässigt är betydligt större (Pedley et al., 2006). Emellertid är sambandet mellan patogenstorlek och partikelstorlek och virusreduktion i jord komplex. Kolloidfiltreringsteorin har använts för att beskriva de mekanismer som påverkar transport och reduktion i grundvattentäkter (Yao et al., 1971). Kolloidfiltreringsteorin är tillämpbar för mättad zon, men reduktionen från ett enskilt avlopp till en dricksvattenbrunn påverkas av ett stort antal andra faktorer som kan bli avgörande för infektionsrisken vid grundvattenkonsumtion. Särskilda händelser såsom kraftig nederbörd, då ytvatten kan tränga in i grundvattenbrunnar, kan dessutom ge oväntade transportvägar med en kraftigt förhöjd risk, inte bara för virus utan även för bakterier och parasiter.

2.2 Styrande faktorer

Avskiljningen av mikroorganismer i marken påverkas av ett stort antal faktorer. Engblom & Lundh (2006) grupperar styrande faktorer på följande sätt:

- Egenskaper hos mikroorganismen
    - Koncentration
    - Organismtyp
    - Storlek
    - Laddning hos mikroorganism
    - Hydrofobicitet
- Egenskaper hos vattnet
    - pH
    - Temperatur
    - Innehåll av organiskt material
    - Jonkoncentration och jonsammansättning
- Egenskaper hos marken
    - Partikelstorlek och porstorlek
    - Mineral- och jordsammansättning
    - Laddning hos jordpartiklar
    - Hydrofobicitet
- Konstruktion och drift
    - Uppehållstid
    - Transportsträcka
    - Grundvattenhastighet
    - Vattenmättnadsgrad
    - Biohud och tillhörande mikroorganismer

En alternativ indelning av dessa styrande faktorer är i naturliga respektive driftrelaterade påverkansfaktorer. En av de senaste sammanställningarna som gjorts av vilka naturliga påverkansfaktorer som påverkar mikrobiell avskiljning i grundvattentäkter ges av WHO i boken *Protecting Groundwater for Health*. Här redovisar Pedley et al. (2006) de mekanismer som påverkar transport och inbindning av mikroorganismer i omättad och mättad zon. Vidare presenteras en omfattande genomgång av inaktiveringsstudier för virus, bakteriofager och bakterier i grundvattnet. Den lista som ges över inaktiveringskoefficienter i grundvatten antyder en stor variation såväl inom som mellan olika arter och hur inte minst temperaturen påverkar inaktiveringen. En genomgång görs också av separata faktorer som styr de olika transport- och inbindningsmekanismerna i jord. Denna genomgång av faktorer sammanfattas nedan.

Temperatur är troligen den viktigaste faktorn som påverkar inaktiveringen av bakterier och virus. Inaktiveringen för virus kan vara tio gånger högre vid 25 ºC jämfört med vid 5 ºC. Hur temperaturen påverkar spridningen av bakterier och virus är däremot i hög grad okänt.

Mikrobiell aktivitet är en annan viktig faktor som påverkar överlevnaden av virus och bakterier i grundvatten, men olika studier pekar här i olika riktningar. Studierna har i flertalet fall utgått från en jämförelse mellan steril och icke-steril miljö. Jordens fuktighet är en annan viktig påverkansfaktor där låg fuktighet påskyndar inaktiveringen. En stor omättad zon är därför önskvärt för att uppehålla en hög mikrobiologisk reduktion. Flertalet studier har visat att fukthalten påverkar överlevnaden av virus under mark, exempelvis har detta visats för poliovirus.

En annan påverkansfaktor är pH, men hur pH påverkar reduktionen är som regel svårt att studera i fält. Laboratorieförsök har dock visat att de flesta humanpatogena bakterier trivs bäst vid neutralt pH, men dessa kan under kortare tid även överleva pH-svängningar. Särskilt för virus är pH en viktig påverkansfaktor då pH kan förändra strukturen på kapsidproteiner och på nukleinsyra. Flera författare har visat att pH även styr adsorptionen av patogenerna till jordpartiklar och till akvifärens material. Generellt har både bakterier och virus en negativ ytladdning men vid ett visst pH, som beror på molekylstrukturen, är nettoladdningen noll. Detta kallas isoelektrisk punkt och är känt för ett flertal virus. Ligger pH under virusets isoelektriska punkt är viruset positivt ytladdat, men stiger pH över denna punkt blir laddningen negativ.

Andra påverkansfaktorer är saltinnehåll och organiskt innehåll. Adsorptionen av mikroorganismer till ytor påverkar dels spridningen av organismer men kan samtidigt minska inaktiveringen, alltså förlänga överlevnaden. Positivt laddade oorganiska ämnen (katjoner), och särskilt tvåvärda joner såsom magnesium och kalcium, kan åstadkomma en brygga mellan fasta partiklar och mikroorganismen vilket kan ge en starkare adsorption. Antalet inbindningsställen i materialet kan samtidigt reduceras av höga saltkoncentrationer, vilket minskar möjligheten för patogener att adsorbera.

Utsläpp av avloppsvatten till mark innebär ett tillskott av organiskt material och att en biozon uppstår i form av en biohud. När det gäller organiskt innehåll ger olika studier motstående resultat vad gäller hur detta påverkar den mikrobiella reduktionen. Högt organiskt innehåll till följd av avloppsvatten har rapporterats förlänga virusöverlevnaden, samtidigt som andra studier inte kunnat påvisa någon sådan effekt. Löst organiskt material har generellt visat sig minska adsorptionen av virus genom att reducera möjliga bindningsställen i jordpartiklar, medan bakterier uppträtt på olika vis i detta avseende.

Till skillnad från de naturliga påverkansfaktorerna är de driftmässiga faktorerna sådana som manuellt kan regleras, t.ex. vattenuttag. Engblom & Lundh (2006) anger uppehållstid, transportsträcka, grundvattenhastighet, vattenmättnadsgrad och biohud som faktorer inom denna kategori. Sammanställningen av Engblom & Lundh (2006) är gjord med konstgjord grundvattenbildning i fokus. De faktorer som behandlas är dock även relevanta med avseende på små avlopp och privata dricksvattenbrunnar.

Faktorerna uppehållstid, transportsträcka och grundvattenhastighet är beroende av varandra men påverkar också på olika sätt den avskiljning som uppnås i såväl omättad som mättad grundvattenzon. Avskiljningseffektiviteten tenderar att avta med avstånd och tid från föroreningskällan. En högre grundvattenhastighet ökar genomströmningen av vatten i de större porerna, vilket minskar kontakttiden mellan mikroorganismer och materialet.

Den biohud som uppstår vid infiltration av avloppsvattnet utgör en första barriär och åstadkommer en mikrobiell reduktion. Kolonnförsök har genomförts för att återskapa det system för reduktion som sker i biohuden där bland annat de två bakteriofagerna MS2 och PRD-1 använts som surrogatorganismer för enteriska virus. Reduktionen påverkades i den aktuella studien av olika försöksfaktorer, exempelvis om fagerna tillsatts tillsammans med avloppsvatten (från septiktank) eller grundvatten, typ av jordart, hydraulisk belastning och

tillsättningsmetod (4 eller 24 doser per dygn). Det visade sig att om fagtillsättningen gjordes tillsammans med avloppsvatten eller grundvatten samt grad av hydraulisk belastning var faktorer som signifikant påverkade reduktionen (Van Cuyk & Siegrist, 2007). Vidare visades att reduktionen var avsevärt högre efter en tids drift jämfört med omedelbart efter försöksstart.

2.3 Försöksuppställningar

De två vanligaste metoderna för att i praktisk skala mäta patogenavskiljningen i grundvattentäkter är kolonn- och fältförsök. Kolonnförsök innebär att material fylls i en kolonn och att ett vatten innehållande höga halter av en spårningsorganism tillsätts i ena änden av denna kolonn.

Vid kolonnförsök mäts ingående och utgående halt av spårningsorganismen vilket ger underlag för att beräkna log-reduktionen (dvs. reduktionen uttryckt i $\log_{10}$-enheter). Ett stort antal kolonnförsök har genomförts och rapporterats sedan slutet av 1980-talet (se sammanställning av Tufenkji, 2007). Fördelen med kolonnen är att man relativt kontrollerat kan styra och därmed studera de faktorer som påverkar avskiljningen. Faktorer som på detta sätt studerats i relation till mikroorganismerna är makromolekyler på cellytan, mikroorganismers rörlighet (motilitet), cellstorlek och form, typ av organism och tillväxtfas. Faktorer som studerats i relation till materialet är kornstorlek och form, transporthastighet, ytladdningar, jonstyrkor och dess sammansättning samt cellkoncentration.

Kolonnförsök har även genomförts i Sverige, bl.a. i Göteborg där log-reduktion av indikatorbakterier och av bakteriofagerna MS2 och φx174 bestämdes i omättad och mättad zon (Lundh et al., 2006). Syftet var att studera avskiljning vid konstgjord grundvattenbildning med bassänginfiltration, där förutom mikroorganismer även reduktionen av naturligt organiskt material (NOM) studerades samt huruvida järnoxidtäckt olivinsand förstärkte reduktionen. Fem kolonner som vardera innehöll 5,4 meter sand från isälvsdeltat i Gråbo (ca 25 km nordost om Göteborg) ingick i försöket. Uppehållstiden var 13-44 h för 1-4 m omättad zon och 39 h för 2 m mättad zon. Fyra meter omättad zon gav en reduktion av 3 $\log_{10}$-enheter men förstärktes ytterligare med olivinsanden (totalt upp till 6 $\log_{10}$-enheter).

Vid fältförsök genomförs en tillsättning och ett uttag av ett spårämne eller en spårorganism i syfte att bestämma log-reduktionen över en viss transportsträcka. Här modifieras inte de naturliga förhållandena så som sker vid kolonnförsök, vilket gör resultaten mer lika verkliga förhållanden. Å andra sidan ges inte samma möjlighet att upprätthålla kontrollerade betingelser, även om detta eftersträvas, och resultaten blir platsspecifika vilket ger en osäkerhet vad gäller dess generaliserbarhet.

Ett stort antal fältförsök har genomförts under senare år under olika driftsförhållanden; flest försök har genomförts i mättad zon. I en sammanställningsartikel redovisar Pang (2009) en omfattande databas över mikrobiell reduktion uppmätt genom olika fältförsök och i stora intakta jordkolonner. Resultat redovisas i tabeller för ett stort antal olika material inom kategorierna jord, omättad zon samt mättad zon. Resultat från såväl sand, grus som sprickigt berg redovisas.

3 MODELL FÖR MIKROBIELL RISKANALYS (MRA)

I detta kapitel beskrivs modellansatsen som ligger till grund för det utvecklade verktyget och en kortfattad manual presenteras.

3.1 Modellansats

Det finns sedan några år tillbaka en MRA-modell för att analysera mikrobiell risk för ytvattenverk (Abrahamsson et al., 2009). I samarbete mellan Chalmers (DRICKS – Centrum för dricksvattenforskning), Tyréns AB och Sveriges geologiska undersökning (SGU) har ett projekt genomförts i syfte att utveckla ett motsvarande verktyg för kommunala grundvattentäkter (hittills opublicerat). Arbetet och modellen som presenteras i denna rapport har haft detta verktyg som en utgångspunkt. I modellen beräknas risken utifrån en patogenhalt i det belastande avloppet och den avskiljning (log-reduktion) som åstadkoms i de barriärer som vattnet passerar innan det når konsumenten som dricksvatten.

Modellen är utformad enligt grunderna för kvantitativ mikrobiell riskanalys (QMRA – Quantitative Microbial Risk Assessment). QMRA är den internationella beteckningen på metodiken även om den i Sverige i vardagligt tal kommit att benämnas MRA. Kvantitativ mikrobiell riskanalys inkluderar fyra huvudsteg (Haas et al., 1999):

- Faroidentifiering
- Exponeringsbedömning
- Dos-respons-bedömning
- Riskkarakterisering

En kortfattad beskrivning av dessa huvudsteg med aktuella antaganden i modellen ges nedan.

3.1.1 Faroidentifiering

Med faroidentifiering avses att den eller de patogener som ska användas i analysen identifieras, så kallade referenspatogener. Vid detta val bör hänsyn tas till vilka patogener som förväntas förekomma mest frekvent i smittkällan och som har förmågan att sprida sig till den mottagare som studeras.

Även om såväl bakterier, virus och parasiter kan utgöra en risk, och har orsakat infektion via grundvattnet, finns det som ovan nämnts goda skäl till att betrakta virus som den största faran i sammanhanget. I modellen valdes därför att begränsa referenspatogenerna till olika typer av virus. I likhet med MRA-verktyget för ytvattenverk[2] valdes adenovirus, rotavirus och norovirus, här betecknade referensvirus.

Utsöndringshalterna skiljer sig åt, och med utgångspunkt i litteraturuppgifter antas väsentligt högre utsöndringshalter för adenovirus och rotavirus jämfört med norovirus (tabell 3.1). En osäkerhet föreligger i det att utsöndringshalterna bestämts utifrån molekylärbiologisk analys (genetiska fragment av viruspartiklar), utan hänsyn till om viruspartiklarna är infektiösa eller ej. Genom att inte dra bort en andel icke-infektiösa ger dock beräkningarna värden som är på säkra sidan i analysen.

---

[2] Se Abrahamsson et al. (2009) och version 100128 av MRA-modell för ytvattentäkter (http://www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/Takt-till-kran/Mikrobiologiska-barriarer/MRA/).

Tabell 3.1 *Antaganden relaterade till referenspatogenerna i MRA-modellen, definierade som triangelfördelningar[a] (T) eller punktvärden. För referenser, se Abrahamsson et al. (2009) och version 100128 av MRA-modell för ytvattentäkter[b].*

Parameter	Adenovirus	Rotavirus	Norovirus
Utsöndringshalt (log organismer/gram)	T(8, 10, 12)	T(8, 10, 12)	T(5, 7, 9)[c]
Utsöndringstid (dygn)	T(3, 10.8, 14)	T(3, 7, 12)	T(3, 7, 12)
Medelincidens i Sverige (infektioner per invånare och år)	0,003	0,0074	0,45

[a] En triangelfördelning definieras av lägst möjliga (min), mest troliga (mode) och högsta möjliga värde (max), dvs. T(min, mode, max).
[b] http://www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/Takt-till-kran/Mikrobiologiska-barriarer/MRA/
[c] Att utsöndringshalten är i denna storleksordning bekräftas i en svensk studie (Nordgren et al., 2008).

Halten av respektive referensvirus i avloppsvatten beräknades utifrån uppgifter om utsöndringshalt, utsöndringstid, incidens, fekal belastning samt antal avloppsanslutna. Fekal belastning per person och dygn definierades olika för system med klosettvatten (180 g/person/dygn) och för enbart BDT-anläggningar (0,04 g/person/dygn). I det förra fallet antas att patogenerna helt tillförs via klosettvattnet, varför uppgifter om fekal belastning kan användas (Stephen & Cummings, 1980; Wyman et al., 1978). I det senare fallet finns inte toalettvatten (klosettvatten) inkopplat, men ett mindre tillskott av fekalt material sker via badvattnet och vid tvätt av kläder. Antagandet om belastning är hämtad från en svensk studie på BDT-anläggningar och utgår från halten av koprostanol i BDT-avlopp jämfört med i avloppsvatten (Ottoson & Stenström, 2003).

Virushalten beräknas med utgångspunkt från medelincidens i Sverige (antaganden enligt tabell 3.1), där en binomialfördelning användes för att beräkna antalet infekterade per hushåll utifrån antalet avloppsanslutna i hushållet (n, antal oberoende försök) och medelincidens (p, sannolikhet för varje försök att lyckas, dvs. orsaka infektion). En generell virushalt kan även anges manuellt, där ett haltvärde från litteraturen kan läggas in i modellen (antal/liter); halten blir då densamma för alla tre referensvirus.

3.1.2 Exponeringsbedömning

Exponeringsbedömningen innefattar såväl en beräkning av belastningen från föroreningskällan som en analys av spridningen och därmed avskiljningen och avdödningen under transport till den mottagare som studeras. Eftersom fokus här ligger på dricksvatten som exponeringsväg ingår i detta steg också att beakta det vattenintag som det exponerade hushållet gör per person och dygn. De barriärer som är aktuella i modellen utgörs av slamavskiljaren, biohuden, transport i omättad zon samt transport i mättad zon. Reduktionen för respektive barriär beräknas enligt principerna i det följande.

Reduktion i slamavskiljaren

En reduktion till följd av uppehållstiden sker i slamavskiljaren. Uppehållstiden beror på inkommande avloppsflöde, totalvolym slamavskiljarens tank samt deltagande volym. I modellen har antagits att inaktiveringen i såväl grundvatten som avloppsvatten sker exponentiellt enligt:

$$C_t = C_0 e^{-\mu_l \cdot t} \qquad (1)$$

där C_t är halten efter tiden t, C_0 är initialhalten och μ_l är inaktiveringskoefficienten. Den valda inaktiveringskoefficienten avser bakteriofagen MS2 i grundvatten vid 12°C och är definierad som en lognormalfördelning med medelvärde ln(0,024) och standardavvikelsen 0,5 enligt Schijven et al. (2006). I modellen har alltså konservativt antagits att inaktiveringen inte sker snabbare i slamavskiljaren än i den mättade zonen (se nedan). Vidare antags samma inaktiveringskoefficient för alla tre referensvirus.

Reduktion i biohud

Reduktionen över den biohud av tjockleken några centimeter som uppstår vid avsiktlig (infiltrationsanläggning) eller oavsiktlig (läckande markbädd) infiltration av avloppsvatten har tagits med i modellen. Reduktionsvärden har hämtats från de olika kolonnförsök på bakteriofagerna MS2 och PRD 1 som redovisas av Van Cuyk & Siegrist (2007), där procentvärden (25 % upp till >99,9 %) har omvandlats till log-reduktion. Värden för sand har använts (d10, d60 av 0,22 resp. 0,60 mm), då detta bäst motsvarar så kallad markbäddssand som används i Sverige. Nämnda författare anger olika värden för låg respektive hög hydraulisk belastning.

Reduktion vid transport i omättad zon

Eftersom omättad zon innebär tre faser (luft, vatten och partiklar) är det svårt att upprätta modeller för att beskriva transporten som en funktion av lokala förhållanden. För denna modell har istället resultat från olika fältförsök, redovisade som log/meter, använts. Från en sammanställning av fältförsöksresultat av Pang (2009, se där tabell 11), har logreduktionsvärden hämtats från lämpliga surrogatorganismer enligt följande.

För att beskriva reduktionen av adenovirus, ett virus med dubbelsträngat DNA (dsDNA), har logreduktionsvärden hämtats för bakteriofagen PRD-1, en bakteriofag med dsDNA, enligt triangelfördelning T(0,33; 1,52; 2,09). För rotavirus (dsRNA) har värden för MS2 (ssRNA) använts enligt en triangelfördelning T(0,05; 0,95; 1,43). Samma värden har använts för norovirus (ssRNA) i brist på data.

Relativt få fältförsök har redovisats vad gäller reduktion av virus i omättad zon, och ovanstående antaganden utgår från olika försök där avloppsvatten i något avseende infiltrerats genom en omättad zon. För referenser hänvisas till Pang (2009). Även om dessa försök inte genomförts med syfte att beräkna risken kopplat till små avlopp ger de en bild av reduktionen och dess variation som i stora drag överensstämmer med kontrollerade försök. Över en transportsträcka av 60 till 90 cm har virus rapporterats reduceras mellan 2 och 3 $\log_{10}$-enheter och en närmast total avskiljning ske av fekala koliformer[3] (Van Cuyk et al., 2004).

Reduktion vid transport i mättad zon

Mättad zon är generellt lättare att definiera, bl.a. eftersom luft inte påverkar reduktionen. En modell definierad i ett analytiskt uttryck har använts för att beräkna virusreduktion vid transport i mättad zon, publicerad av Schijven et al. (2006). Modellen bygger på kolloidfiltreringsteorin och den konceptuella modell för filtrering av vatten och avloppsvatten som publicerades av Yao et al. (1971). Modellen är framtagen med fokus på relativt homogena och genomsläppliga jordarter och i originalpublikationen tillämpades den för beräkning av säkerhetsavstånd mellan läckande avloppsledning och ytliga öppna akvifärer i Nederländerna.

[3] I gruppen fekala koliformer ingår *E. coli*

Enligt modellen styrs reduktionen av virus i mättad zon av tre mekanismer (Schijven et al. 2006):

- **Fastläggning.** Enligt kolloidfiltreringsteorin för diffusion domineras transporten av viruspartiklar i den omedelbara närheten till jordpartiklar av Brownska rörelser. Fastläggningen är en funktion av kornstorlek, porositet, vattnets temperatur, virusstorlek samt konstanter såsom Bolzmanns konstant. Det antas att fastläggningen är irreversibel, vilket innebär att bundna viruspartiklar inte senare kan frigöras.
- **Inaktivering.** Inaktiveringen i vattnet är en funktion av transporttiden och inaktiveringskoefficienten enligt ekvation 1. Genom en osäkerhetsfördelning för inaktiveringskoefficienten (se ovan) tas i viss mån hänsyn till att inaktiveringen kan påverkas av lokala förhållanden, där temperatur förmodas dominera påverkan.
- **Utspädning.** Det antas att allt avloppsvatten (förr eller senare) når dricksvattenbrunnen, och utspädningen ges därför av kvoten mellan avloppsflöde och uttagsflöde i brunnen.

Endast transport i horisontalled beaktas i modellen. Dispersionen finns inte medtagen i modellen, vilket är en rimlig förenkling för framför allt sandiga akvifärer. Reduktionen i mättad zon beskrivs av ekvation 2, där den första termen i högerledet avser fastläggning, den andra termen inaktivering och den tredje termen utspädning. För härledning, se Schijven et al. (2006).

$$\log_{10}\left(\frac{C_A}{C_0}\right) = -\frac{1}{2{,}3}\left(\frac{3}{5}\alpha k R^{\frac{5}{3}} + \mu_l T\right) + \log_{10}\left(\frac{q_a}{Q_d}\right) \qquad (2)$$

där C_A (antal/liter) är virushalten i brunnsvattnet, C_0 (antal/liter) virushalten vid inträdet i mättad zon (antal/l), α (-) är fastläggningseffektivitet (*sticking efficiency*) enligt ekvation 3, k ($m^{-1,667}$) är en koefficient som beräknas enligt ekvation (4), R (m) är det horisontella avståndet från avloppets infiltrationspunkt till dricksvattenbrunnen, μ_l ($dygn^{-1}$) är inaktiveringskoefficient för virus (se ekvation 1), T (dygn) är transporttiden som beräknas enligt ekvation 5 och 6, Q_d ($m^3 dygn^{-1}$) är uttagsflöde vid dricksvattenbrunnen och q_a ($m^3 dygn^{-1}$) är avloppsflödet.

Fastläggningseffektiviteten (α) är pH-beroende och beräknas empiriskt enligt:

$$\alpha = \alpha_0 \cdot 0{,}9^{\frac{pH - pH_0}{0{,}1}} \qquad (3)$$

där α_0 är ett referensvärde ($1{,}5 \cdot 10^{-5}$) vid pH_0 som är 6,8 och där pH är uppmätt pH i akvifären (dricksvattenbrunnen).

Värdet på *k* beräknas enligt (förklaringar till ingående parametrar ges nedan):

$$k = 6\frac{1-n}{d_c} A_s^{1/3}\left(\frac{D_{BM}\, 2\pi h}{d_c Q_d}\right)^{2/3} \qquad (4)$$

Transporttiden (dygn) är i modellen möjlig att beräkna på två sätt, dels enligt Schijven et al. (2006) utifrån Thiems brunnsekvation (ekvation 5), dels utifrån Darcys lag (ekvation 6).

$$T_{modell} = \frac{\pi n h R^2}{Q_d} \qquad (5)$$

$$T_{darcy} = \frac{Rn}{K_c i \cdot 86400} \tag{6}$$

där n (-) är porositeten, d_c (m) är kornstorleken, A_s (-) är Happels porositetsberoende parameter som beräknas enligt ekvation 7, D_{BM} är diffusionskoefficienten (m^2s^{-1}) som beräknas enligt ekvation 9 och h (m) är akvifärens mäktighet.

$$A_s = \frac{2\left(1-\gamma^5\right)}{2-3\gamma+3\gamma^5-2\gamma^6} \tag{7}$$

där

$$\gamma = \left(1-n\right)^{1/3} \tag{8}$$

$$D_{BM} = K_B \frac{t}{3\pi d_p \mu} \tag{9}$$

där K_B är Boltzmanns konstant ($1{,}38 \cdot 10^{-23}$ J/K), d_p (m) är virusstorlek vilket utifrån bakteriofagen MS2 definierades som en likformig fördelning mellan 20 till 30nm; och μ ($kg \cdot m^{-1}s^{-1}$) är dynamisk viskositet som beräknades enligt ekvation 10:

$$\mu = 2{,}41 \cdot 10^{-5} \cdot 10^{\left(\frac{247{,}8}{t-140}\right)} \tag{10}$$

där t (°C) är vattentemperaturen. Schablonvärden på porositet (tabell 3.2), kornstorlek (tabell 3.3) och hydraulisk konduktivitet (tabell 3.4) har inlagts som sannolikhetsfördelningar.

Tabell 3.2 Schablonvärden för porositet (Vägverket 1998, Bilaga 2).

	Originaldata		Inlagt i modellen	
	Percentilvärden[a] (enhetslös)		Betafördelning[b] (enhetslös)	
Material	Min (P05)	Max (P95)	Alfa	Beta
Grus	0,25	0,35	67,5	158,2
Grovsand	0,2	0,3	50	151
Mellansand	0,15	0,25	33,7	166,7
Finsand	0,1	0,2	19,7	114,2
Silt	0,05	0,2	5,4	41,5
Sand och grus	0,1	0,35	5,9	21,8
Morän	0,01	0,15	1,8	26,6

[a] Min-värdet har antagits motsvara P05 (5-percentil) och maxvärdet P95 (95-percentil).
[b] Alfa och Beta beräknade från P05 och P95.

Tabell 3.3 Schablonvärden för kornstorlek (från SGU:s korngruppsskala för benämning av jordarter).

	Originaldata		Inlagt i modellen	
	Percentilvärden (mm)		Lognormalfördelning[b] (m)	
Material	d10[a]	d90	Medelvärde	Std
Grus	2	20	$9{,}47 \cdot 10^{-3}$	$2{,}00 \cdot 10^{-2}$
Grovsand	0,6	2	$1{,}22 \cdot 10^{-3}$	$1{,}80 \cdot 10^{-3}$
Mellansand	0,2	0,6	$3{,}80 \cdot 10^{-4}$	$5{,}50 \cdot 10^{-4}$
Finsand	0,06	0,2	$1{,}22 \cdot 10^{-4}$	$1{,}80 \cdot 10^{-4}$
Silt	0,002	0,06	$2{,}64 \cdot 10^{-5}$	$8{,}40 \cdot 10^{-5}$
Sand och grus	0,06	20	$1{,}43 \cdot 10^{-2}$	$2{,}00 \cdot 10^{-1}$
Morän	0,002	20	$1{,}27 \cdot 10^{-1}$	$8{,}10 \cdot 10^{-1}$

[a] kornstorlek d10, dvs. maskvidden hos den sikt, genom vilken 10 vikt-% av materialet passerar.
[b] Medelvärde och standardavvikelse (Std) med d10 och d90 som 10- respektive 90-percentilsvärden, i modellen angivna i SI-enheten meter (m).

Tabell 3.4 Schablonvärden för hydraulisk konduktivitet (Vägverket 1998, Bilaga 2).

	Originaldata		Inlagt i modellen	
	Percentilvärden[a] (m/s)		Lognormalfördelning[b] (m/s)	
Material	Min (P05)	Max (P95)	Medelvärde	Std
Grus	$1{,}00 \cdot 10^{-3}$	$1{,}00 \cdot 10^{-1}$	$3{,}00 \cdot 10^{-2}$	$7{,}00 \cdot 10^{-2}$
Grovsand	$1{,}00 \cdot 10^{-4}$	$1{,}00 \cdot 10^{-2}$	$2{,}70 \cdot 10^{-3}$	$6{,}60 \cdot 10^{-3}$
Mellansand	$1{,}00 \cdot 10^{-5}$	$1{,}00 \cdot 10^{-3}$	$2{,}70 \cdot 10^{-4}$	$6{,}60 \cdot 10^{-4}$
Finsand	$1{,}00 \cdot 10^{-6}$	$1{,}00 \cdot 10^{-3}$	$2{,}90 \cdot 10^{-4}$	$2{,}60 \cdot 10^{-3}$
Silt	$1{,}00 \cdot 10^{-7}$	$1{,}00 \cdot 10^{-5}$	$2{,}70 \cdot 10^{-6}$	$6{,}60 \cdot 10^{-6}$
Sand och grus	$1{,}00 \cdot 10^{-5}$	$1{,}00 \cdot 10^{-1}$	$5{,}00 \cdot 10^{-2}$	$2{,}50 \cdot 10^{0}$
Morän	$1{,}00 \cdot 10^{-9}$	$1{,}00 \cdot 10^{-5}$	$5{,}00 \cdot 10^{-6}$	$2{,}50 \cdot 10^{-4}$

[a] Min-värdet har antagits motsvara P05 (5-percentil) och maxvärdet P95 (95-percentil).
[b] Medelvärde och standardavvikelse (Std) beräknade från P05 och P95.

3.1.3 Dos-respons-bedömning

Den beräknade virushalten (virus/liter) i dricksvattenbrunnen omräknas i modellen till en intagsdos (virus/dag) genom att multiplicera med exponeringsvolym; det dagliga intaget av dricksvatten i Sverige (Westrell et al., 2006).

Med dos-responsfunktioner för adenovirus (exponentiell modell), rotavirus (exakt Beta-Poisson) och norovirus (exakt Beta-Poisson) beräknas den dagliga infektionsrisken, se tabell 3.5 för detaljer.

Tabell 3.5 Dos-responsfunktioner och parametervärden för referenspatogenerna i MRA-modellen. För referenser, se Abrahamsson et al. (2009) och version 100128 av MRA-modell för ytvattentäkter[a].

Parameter	Adenovirus	Rotavirus	Norovirus
Dos-respons modell	Exponentiell	Exakt Beta-Poisson	Exakt Beta-Poisson
Uttryck i Analytica®	1-exp(-r*dos)	Var r:=Sample(Beta(a,b)); Var Pinf:=1-exp(-r*dos); Mean(Pinf)	Var r:=Sample(Beta(a,b)); Var Pinf:=1-exp(-r*dos); Mean(Pinf)
Parametervärden	0,4172, dos	dos, 0,167, 0,191	dos, 0,04, 0,055

[a] http://www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/Takt-till-kran/Mikrobiologiska-barriarer/MRA/

Beräkningarna ger den dagliga sannolikheten för infektion utifrån dos-responsmodeller för referensvirus. Baserat på den dagliga infektionsrisken P_{inf} beräknas den årliga infektionsrisken $P_{inf,årlig}$ enligt ekvation 11:

$$P_{inf,årlig} = 1 - \left(1 - P_{inf}\right)^{365} \qquad (11)$$

3.1.4 Riskkarakterisering

Den avslutande riskkarakteriseringen innefattar tolkning av resultatet. I tillägg till att beräkna den dagliga och årliga infektionsrisken givet olika avstånd mellan avloppsutsläpp och drickvattenbrunn kan risken presenteras som DALY – Disability Adjusted Life Years.

Begreppet DALY introducerades 1992 på ett initiativ av Världsbanken för att kunna jämföra olika hälsoutfall och kvantifiera effekten av sjukdomsfall. DALY utgörs av summan mellan antalet år av för tidig död (YLL) och år av ofullständig eller förlorad hälsa (YLD) enligt ekvation 12 (Westrell, 2004):

$$DALY = YLL + YLD \qquad (12)$$

Huvudnyttan med begreppet DALY är att det kombinerar kvalitet och kvantitet av hälsa, och WHO har därför förespråkat begreppet för att jämföra hälsopåverkan av olika ämnen i dricksvatten. Måttet sätter ett fokus på det faktiska utfallet snarare än potentiella risker, och ger därmed ett rationellt stöd vid åtgärdsprioritering för folkhälsan. I sina riktlinjer för dricksvatten har WHO definierat den acceptabla sjukdomsbördan till 10^{-6} DALY (WHO, 2011).

3.2 Manual och modellbeskrivning

Nedan ges en stegvis beskrivning av hur information anges i modellen och hur resultaten tas fram. Beskrivningen är översiktlig för att användaren enkelt och snabbt ska få vägledning kring vilken information som efterfrågas och hur den ska anges i modellen. Modellen är utvecklad i programvaran Analytica® (Lumina Decision Systems) och visuellt uppsatt i fyra modellboxar som utformats för att ge en logisk struktur för att analysera smittspridningsvägen: från avloppsanläggningen (Steg 1) till dricksvattenbrunnen (Steg 2) via

transporten i mark (Steg 3). I det sista steget (Steg 4) sammanfattas resultaten. Vägledningen kring vilka parametrar som ska anges och vilka val som ska göras anges i korta ordalag även i modellfönstret.

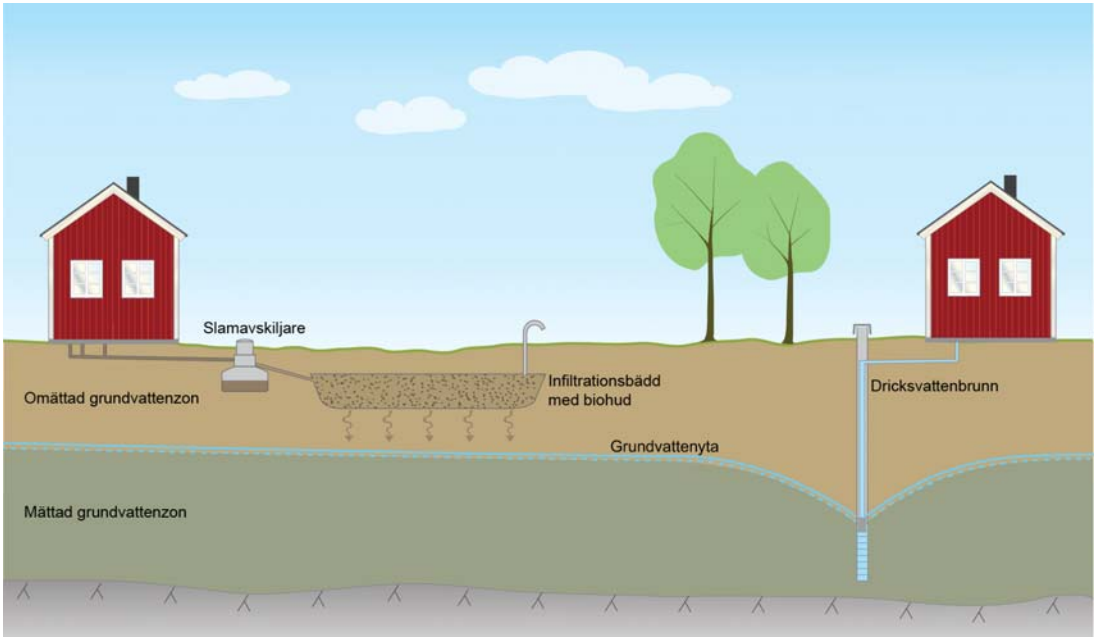
Den utvecklade MRA-modellen är fritt tillgänglig via plattformen Analytica Cloud Player och modellfönstret nås genom att kopiera in nedanstående länk i webbläsaren. Det är viktigt att hela adressen kopieras. Klickar man på länken i den elektroniska rapportversionen kan det hända att bara delar av adressen kommer med.

https://www.analyticacloud.com/acp/ClientAs3/AcpFlex.aspx?inviteId=12&inviteCode=887535&subName=andreas%2Elindhe%40chalmers%2Ese

Modellen kräver ingen speciell installation eller liknande på datorn när den web-baserade versionen, tillgänglig via ovanstående länk, används. Den web-baserade versionen är körbar från såväl Windows- som Mac-datorer men det går inte att spara modellen med de värden som användaren matar in. Om denna funktion önskas kan modellen begäras ut av rapportförfattarna (sid. ii), sparas på den egna datorn och sedan användas i en gratis programvara (tillgänglig via http://www.lumina.com/products/free101/, 2015-03-31). Detta kan vara lämpligt om modellen användas frekvent, men kräver då en Windows-dator.

Nedan beskrivs de fyra boxarna och vad som anges och beräknas på olika platser i modellfönstret. För att underlätta beskrivningen av vad som efterfrågas i modellen hänvisas i beskrivningarna nedan till figur 3.1.

Det ska understrykas att redogörelsen i detta kapitel avser nuvarande version av modellen och att förändringar i modellen kan göra att delar av denna text blir inaktuell. Modellen kan komma att förändras i olika avseenden efter denna rapports utgivande. Om ni har synpunkter på hur modellen kan förbättras eller andra kommentarer är ni välkomna att kontakta författarna till rapporten, kontaktuppgifter finns på sid. ii.



Figur 3.1 *Schematisk illustration (ej skalenlig) av en avloppsanläggning och en närliggande dricksvattenbrunn som används för att tydliggöra vad som efterfrågas i modellen.*

3.2.1 Generell information

Följande punkter är generell information som gäller flera av de parametrar och liknande som ska bedömas och anges i modellen:

- Ett flertal parametrar anges som osäkerhetsfördelningar eftersom det kanske finns en naturlig variation eller det faktiska värdet är osäkert. De typer av osäkerhetsfördelningar som används är:
    - Triangular (a, b, c) – detta är en triangelfördelning där de parametrar som anges är lägst möjliga (a), mest troliga (b) och högsta möjliga värde (c).
    - Uniform (a,b) – detta är en likformig fördelning (dvs. alla värden är lika troliga) och de parametrar som anges är lägsta möjliga värde (a) och högsta möjliga värde (b).
    - LogNormal (a, b, c, d) – detta är en lognormal fördelning (dvs. logaritmen på alla värden är normalfördelad) och de parametrar som är lämpliga att ange i modellen är medelvärde (c) och standardavvikelse (d).
- Calc-knappar[4] – de parametrar och resultat som beräknas på angiven indata beräknas genom att klicka där det står *Calc*.
- Noder – genom att klicka på de knappar där det står *Noder* kan bakomliggande beräkningarna, indata och uppbygganden av modellen studeras. För varje mörkblå ruta går det att klicka sig vidare och studera bakomliggande parametrar.

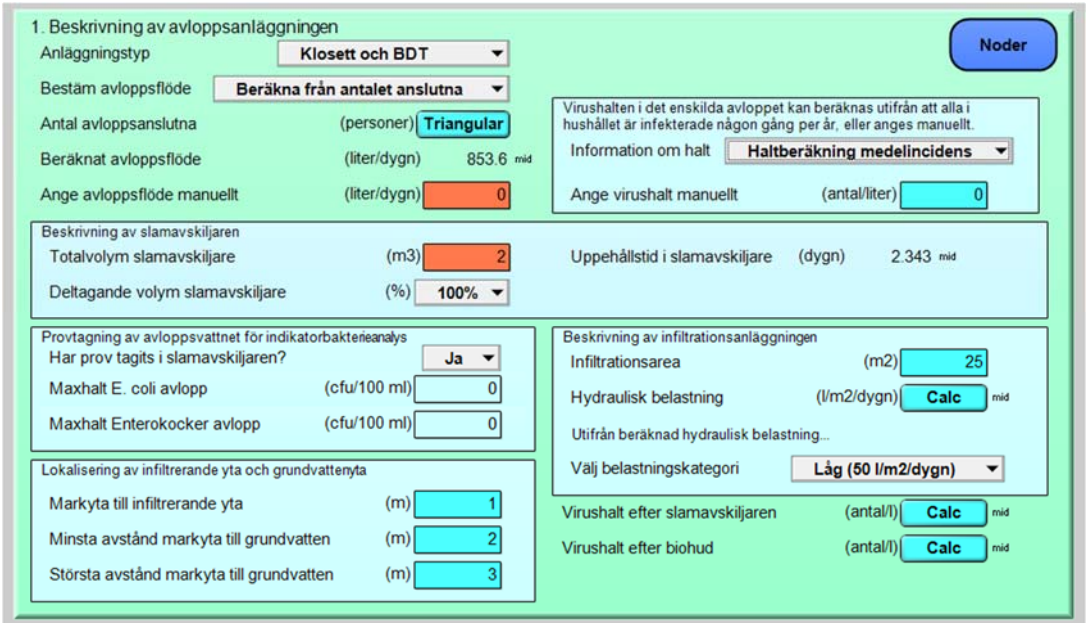
3.2.2 Beskrivning av avloppsanläggningen (Steg 1)

Modellboxen för beskrivning av avloppsanläggningen återges i figur 3.2. I beskrivning av avloppsanläggningen anges inledningsvis anläggningstyp. Här väljs i en rullgardinsmeny om det belastande avloppet ska innefatta både klosett (WC) och BDT-vatten eller enbart BDT-vatten, något som avgör fekal belastning per dygn in till anläggningen. För att minska smittrisken vill man på vissa håll sortera ut fekalt material så att enbart BDT-vatten infiltreras. Även om BDT-vatten är avsevärt renare än klosettvatten innehåller det en viss mängd fekalt material som innebär en risk; se avsnitt 3.1.1 ovan.

Nästa steg är att bestämma avloppsflöde och i en rullgardinsmeny väljs om detta ska beräknas utifrån antalet ansluta och schablonvärde för vattenkonsumtion, eller anges manuellt som liter avlopp per dygn, något som kan göras i den orange rutan (punktvärde). Till höger om detta anges hur virushalten ska anges. Antingen kan den beräknas utifrån medelincidens (vilket är schablonvärden utgående från statistik i Sverige), eller anges manuellt.

Slamavskiljaren beskrivs avseende totalvolym och hur stor del av denna volym som inkommande avloppsvatten späds ut i. Det sistnämnda benämns deltagande volym slamavskiljare, och i exemplet i figur 3.2 passerar avloppsvattnet hela totalvolymen (100 %). Detta ger naturligtvis en längre uppehållstid jämfört med om exempelvis halva slamavskiljaren är slamfylld, vilket skulle motsvara en deltagande volym på 50 %. Till höger om detta beräknas uppehållstiden i slamavskiljaren.

[4] I vissa lägen i modellen används Result-knappar, vilka har likvärdig innebörd som Calc-knapparna.



Figur 3.2 Modellbox för steg 1, beskrivning av avloppsanläggningen.

Vidare anges om provtagning av avloppsvattnet skett för indikatorbakterieanalys. Även om detta normalt inte görs, kan det vid fynd av indikatorbakterier i en dricksvattenbrunn finnas skäl till att analysera halten i slamavskiljaren, vilket kan användas för riskberäkningen med denna modell (se nedan). Här ska i så fall maxhalter av *E. coli* och intestinala enterokocker anges. Observera alltså att dessa uppgifter är frivilliga att ange i modellen.

Härunder anges hur infiltrerande yta och grundvattenyta är lokaliserad i förhållande till markytan. Grundvattenytan kan variera och är vanligen lägst sensommartid och högst vintertid eller efter en längre nederbördsperiod. Om minsta avstånd respektive största avstånd mellan markyta till grundvattenyta över året är känd, kan modellen genom att värden anges i dessa rutor, ta hänsyn till variationen av storleken på omättad zon.

Slutligen ska i denna box infiltrationsanläggningen beskrivas avseende infiltrationsarea för beräkning av hydraulisk belastning. När den hydrauliska belastningen beräknats, genom att klicka i avsedd ruta, väljs en belastningskategori. Syftet med detta är att ta hänsyn till den virusreduktion som åstadkoms genom biohuden.

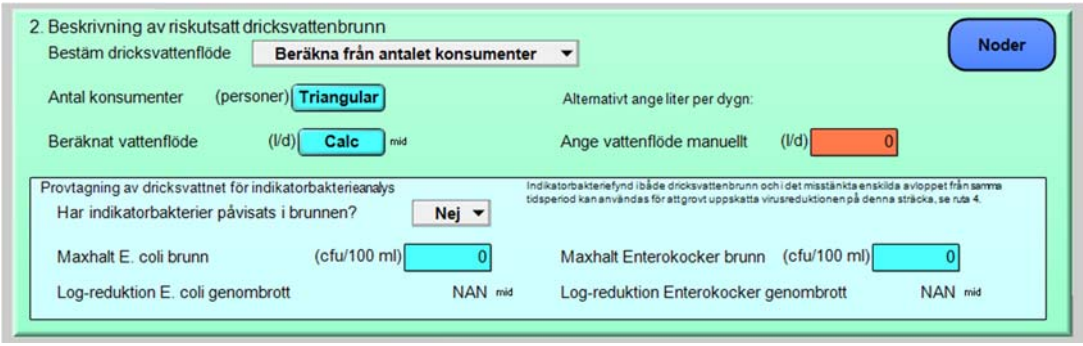
Nederst i denna box kan virushalt efter slamavskiljaren respektive virushalt efter biohud beräknas.

3.2.3 Beskrivning av riskutsatt dricksvattenbrunn (Steg 2)

Modellboxen för att beskriva den riskutsatta dricksvattenbrunnen återges i figur 3.3. Först ska dricksvattenflödet anges, och från en rullgardinsmeny väljs om detta ska beräknas utifrån antalet konsumenter och ett schablonvärde, eller anges manuellt. Väljs det förra ska antalet konsumenter därefter anges, varpå vattenflödet kan beräknas. I det senare fallet knappas vattenflödet manuellt in i den orange rutan.

Härunder anges om indikatorbakterier påvisats i brunnen, vilket förutsätter att mer än ett prov har tagits, helst regelbundet återkommande. Nedan ska maxhalten vid fynd av *E. coli* eller intestinala enterokocker anges. Om det då dessutom har tagits prov för dessa båda bakterier i slamavskiljaren och det finns goda skäl att misstänka slamavskiljaren som ursprunget till

dessa bakterier, så kan log-reduktionen för *E. coli* respektive för intestinala enterokocker beräknas.



Figur 3.3 Modellbox för steg 2, beskrivning av riskutsatt dricksvattenbrunn.

3.2.4 Beskrivning av transport i mark (Steg 3)

Beskrivningen av transport i mark ges i modellboxen enligt figur 3.4. Överst beräknas storleket på omättad zon, baserat på information som redan angetts i steg 1. Virushalten efter omättad zon kan därefter beräknas.

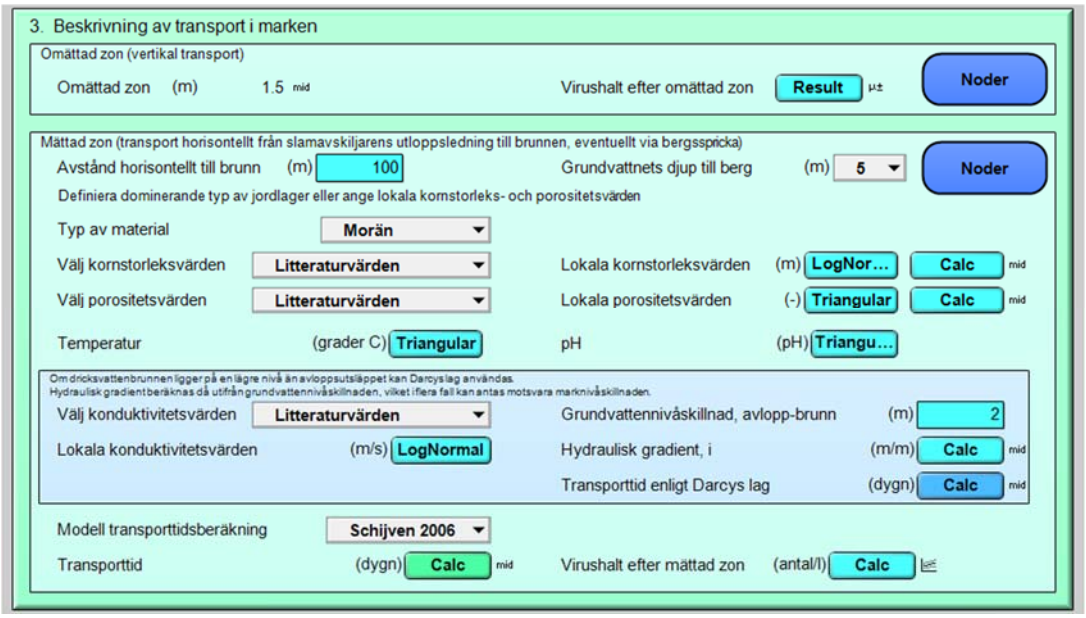
Beskrivningen av transport i mättad zon är den del av MRA-modellen som kräver mest utav val och indata, även om schablonvärden kan väljas. Först ska avståndet horisontellt anges, vilket är sträckan från infiltrationspunkten av avloppsvatten fram till dricksvattenbrunnen. I detta fall ska ett rimligt maxavstånd väljas, och då kan det vara lämpligt att utgå från slamavskiljarens utlopp i markbädden. Till höger om detta anges grundvattnets djup till berg från en rullgardinsmeny. Detta kan väljas från 1-10 meter, och motsvarar den genomsnittliga mäktigheten på akvifären.

Nästa steg är att ange kornstorlek och porositet i den dominerande typen av jordlager. Detta görs antingen genom att i en rullgardinsmeny välja dominerande typ av material och *Litteraturvärden* i rullgardinsmenyerna därunder, eller att välja *Definiera lokala värden* och fylla i lokala värden på kornstorlek (parametrar i lognormalfördelning) och/eller porositet (triangelfördelning) i rutorna till höger.

Temperatur och pH-värde i mättad zon ska anges i triangelfördelningar med lägst möjliga (min), mest troliga (mode) och högsta möjliga värde (max) över året. Om variationen är okänd kan punktvärden behöva användas istället; då anges samma värde för min, mode och max. Luftens medeltemperatur över året, där lokala uppgifter kan hämtas från SMHI:s webbplats, kan utgöra en approximation av grundvattnets medeltemperatur över året.

För transporttidsberäkningen finns två alternativ. Om dricksvattenbrunnen ligger på en lägre nivå än avloppsutsläppet, dvs. nedströms avloppsutsläppet, kan Darcys lag användas och uppgifter för detta knappas in i den aktuella rutan i modellboxen. Från en rullgardinsmeny väljs om konduktiviteten ska beräknas från litteraturvärden eller definieras från lokala värden; i det senare fallet anges värden i en lognormalfördelning (median, standardavvikelse). Vidare ska grundvattennivåskillnaden mellan avloppsanläggningen och dricksvattenbrunnen anges. I flera fall kan detta antas vara detsamma som skillnaden i marknivå, exempelvis i många moränjordar, dock inte för lättgenomsläppliga jordarter såsom grus och sand. Genom att klicka i avsedd ruta beräknas därefter den hydrauliska gradienten som kvoten mellan *Grundvattennivåskillnad, avlopp-brunn* och *Avstånd horisontellt till brunn*, varpå transporttiden enligt Darcys lag kan beräknas utgående från nettohastigheten.

Det andra alternativet för transporttidsberäkning används när dricksvattenbrunnen inte är lokaliserad nedströms avloppet utan transporten till dricksvattenbrunnen antas helt styras av vattenuttaget ur brunnen. Om dessa förhållanden råder väljs *Schijven 2006* i rullgardinsmenyn, annars *Darcys lag*. Som ett sista steg i denna box kan virushalten efter mättad zon beräknas. Genom att klicka denna ruta beräknas halten som en funktion av avståndet från avloppsutsläppet.

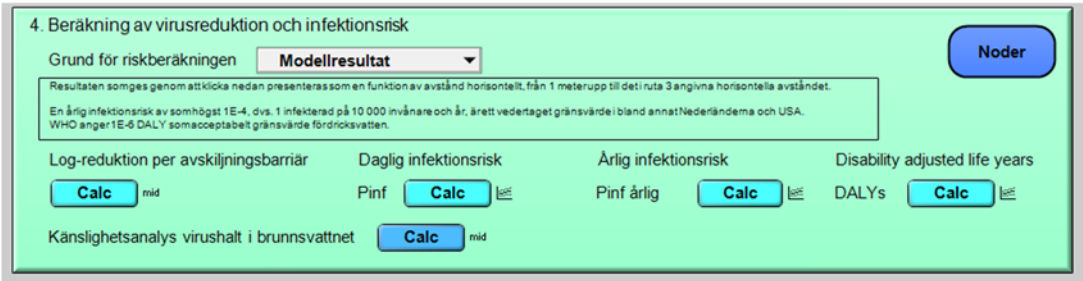


Figur 3.4 Modellbox för steg 3, beskrivning av transport i mark.

3.2.5 Beräkning av virusreduktion och infektionsrisk (Steg 4)

Sista steget i modellen är att beräkna virusreduktion och infektionsrisk, vilket görs i den nedersta modellboxen enligt figur 3.5. Utgångsläget är att använda modellresultaten och dess antaganden som grund för riskberäkningen, men från rullgardinsmenyn kan även väljas att utföra riskberäkningen med utgångspunkt i indikatorbakteriefynd. Det krävs då att indikatorbakterier påvisats både i dricksvattenbrunnen och i slamavskiljaren och att det finns en misstanke om transportväg däremellan. Om det exempelvis föreligger berg i dagen och risk för ett litet grundvattendjup till detta berg kan bergssprickor utgöra en väg för snabb transport av bakterier i avloppsvatten till en dricksvattenbrunn.

Det kan vara lämpligt att i ett första steg beräkna risken utifrån modellresultat, där ett lågt värde på grundvattnets djup till berg kan väljas i steg 3 (se figur 3.4) baserat på förmodat ytligt liggande berg. I nästa steg kan en jämförande analys göras baserat på indikatorbakteriefynd, där den beräknade risken troligen då kommer att bli högre.



Figur 3.5 Modellbox för steg 4, beräkning av virusreduktion och infektionsrisk.

Nederst i denna box beräknas resultaten från analysen. Genom att klicka i knappen längst till vänster beräknas log-reduktion per avskiljningsbarriär, där y-axeln går till maximalt 10 log-enheter för läsbarhetens skull. I knapparna i mitten beräknas den dagliga respektive den årliga infektionsrisken och längst till höger beräknas motsvarande värde i enheten DALY. I alla tre beräkningar av infektionsrisk eller hälsopåverkan illustreras resultatet som ett 95-percentilsvärde[5] som en funktion av avstånd från avloppsutsläppet. Observera att om beräkningarna görs med utgångspunkt i indikatorbakteriefynd och den reduktion detta motsvarar, då presenteras inte resultaten som en funktion av avståndet från avloppsutsläpp.

Bergssprickor kan i värsta fall vara lokaliserade strax under avloppsinfiltrationen och stå i förbindelse med dricksvattenbrunnen, vilket minskar det effektiva transportavståndet genom mättad zon ner till kanske bara någon meter. Från diagrammen kan då avläsas vad infektionsrisken är med olika vertikala avstånd. Avsikten med att presentera risken som funktion av avstånd från avloppsutsläpp är också att ge ett stöd i tillståndsärenden där det är aktuellt att flytta eller på annat sätt åtgärda ett enskilt avlopp invid en dricksvattenbrunn.

Resultaten presenteras som sannolikhet för infektion per invånare och dag respektive år, där det senare kan jämföras med gränsvärdet 1 infekterad per 10 000 invånare och år (värdet 1e-004 i resultatdiagrammet) som är gränsvärdet bl.a. i Nederländerna. Uttryckt som DALY kan risken jämföras med WHOs gränsvärde 1 DALY per 1 000 000 (värdet 1e-006 i resultatdiagrammet) för vägledning om risken är acceptabel eller inte.

Det är i modellen också möjligt att göra en känslighetsanalys och denna görs med avseende på virushalten i brunnsvattnet. Resultatet presenteras som korrelationskoefficienter, vilka beskriver hur mycket respektive modellparameter påverkar osäkerheten i resultatet: den beräknade virushalten i brunnsvattnet. I modellen presenteras korrelationskoefficient som ett värde mellan 0-1, där höga värden innebär att den specifika parametern i hög grad bidrar till osäkerheten i resultatet. Respektive parameters effekt på osäkerheten beror både på den eventuella osäkerhetsfördelning som finns definierad för parametern och hur parametern ingår i modellberäkningarna. Känslighetsanalysen kan användas för att identifiera de parametrar där ytterligare/säkrare information är mest betydelsefull för att effektivt reducera osäkerheten i resultatet.

[5] Anges som 0,95 överst i det diagramfönster som dyker upp och kan där ändras till valfri percentil.

4 FÄLTFÖRSÖK MED FAGSPÅRNING

Nedan beskrivs det spårningsförsök som genomfördes i syfte att mäta reduktionen av smittämnen i en försöksuppställning som utformats för att efterlikna en enskild avloppsanläggning med en närliggande dricksvattenbrunn.

4.1 Spårningsförsök med bakteriofager

Som beskrivs i inledningen till rapporten (kapitel 1.1) har spårningsförsök med bakteriofager (bakterievirus) framgångsrikt använts i Sverige som en del i utbrottsutredningar, dvs. med syfte att bekräfta enskilda avlopps påverkan på dricksvattenbrunnar (t.ex. Stenström, 1996). För att analysera en befintlig anläggning tillsätts en ej naturligt förekommande markörstam av bakteriofager i det aktuella avloppet. Därefter sker pumpning vid den exponerade dricksvattenbrunnen med tät regelbunden provtagning. Innan försöksstart kontrolleras att markörstammen inte förekommer naturligt i dricksvattenbrunnen. Om bakteriofager, efter tillsats i det aktuella avloppet, påvisas i dricksvattenbrunnen kan en kontakt mellan avloppssystemet och dricksvattenbrunnen konstateras. Genom att bestämma in- och utgående halt av en bakteriofag kan reduktion bestämmas, vilket blir en kombination av såväl dispersion, utspädning, avdödning över tid och fastläggning längs spridningsvägen.

Spårningsförsök med bakteriofager används inte bara för utbrottsutredningar. Kvitsand et al. (2010) är ett av flera exempel på studier där spårningsförsök genomförts för att uppskatta förmågan att under grundvattentransport avskilja patogener. Fältförsöket som presenteras i denna rapport initierades med samma syfte. Det kan dock konstateras att fältförsök med fagspårning och med syfte att studera avskiljningen över tid och längs transportvägen inte är vanligt förekommande i Sverige. Vidare utformades detta specifika fältförsök i syfte att efterlikna förhållanden som kan råda vid enskilda avlopp och närliggande dricksvattenbrunnar för enskilda fastigheter. Detta i motsats till exempelvis försöket som Kvitsand et al. (2010) presenterar, vilket motsvarar förhållanden som är aktuella för kommunala dricksvattentäkter med mer genomsläppligt material och ett betydligt större grundvattenuttag.

Den ursprungliga tanken i det föreliggande projektet var att utnyttja en befintlig avloppsanläggning där det i närheten fanns en eller flera dricksvattenbrunnar som skulle kunna vara påverkade. En genomgång av möjliga anläggningar gjordes tillsammans med Uddevalla kommun men valet föll på att genomföra ett försök fristående från befintliga anläggningar. Anledningen till detta var svårigheten att hitta befintliga anläggningar där de hydrogeologiska förhållandena ansågs lämpliga och där samtidigt övriga förutsättningar vad gäller tillgänglighet, elförsörjning m.m. gick att lösa. Vidare fanns ett värde i att begränsa studien och enbart studera en av de barriärer som påverka patogenavskiljningen, i detta fall den omättade zonen.

4.2 Material och metod

4.2.1 Övergripande upplägg

Syftet med fältförsöket var att undersöka spridningen och reduktionen av virus i den mättade zonen (grundvattenzonen). För detta installerades fyra grundvattenrör i grundvattnets strömningsriktning. I det första röret tillsattes bakteriofager, vilket då motsvarar ett enskilt avlopp. Ur det sista röret skedde en kontinuerlig pumpning för att simulera uttaget av dricksvatten till en enskild fastighet. I samtliga rör genomfördes sedan provtagning för att

undersöka utspädning och reduktion (genom fastläggning och inaktivering) av fager under transporten i marken. Eftersom det endast var transporten i grundvattenzonen som skulle studeras placerades filtret på tillsatsröret i höjd med grundvattenytan. På detta sätt kunde transport genom omättad zon undvikas.

För att bl.a. kunna avgöra vad som utgör dispersion och utspädning samt vad som är den faktiska fastläggningen och inaktiveringen, genomfördes inledningsvis ett spårningsförsök med klorid (d.v.s. natriumklorid blandades i vatten och tillsattes i första röret). Klorid är ett konservativt ämne som inte binder in till jordpartiklarna, vilket gör att information erhålls om bl.a. transporttid och utspädning. Denna information låg bl.a. till grund för framtagandet av en provtagningsplan för fagspårningen.

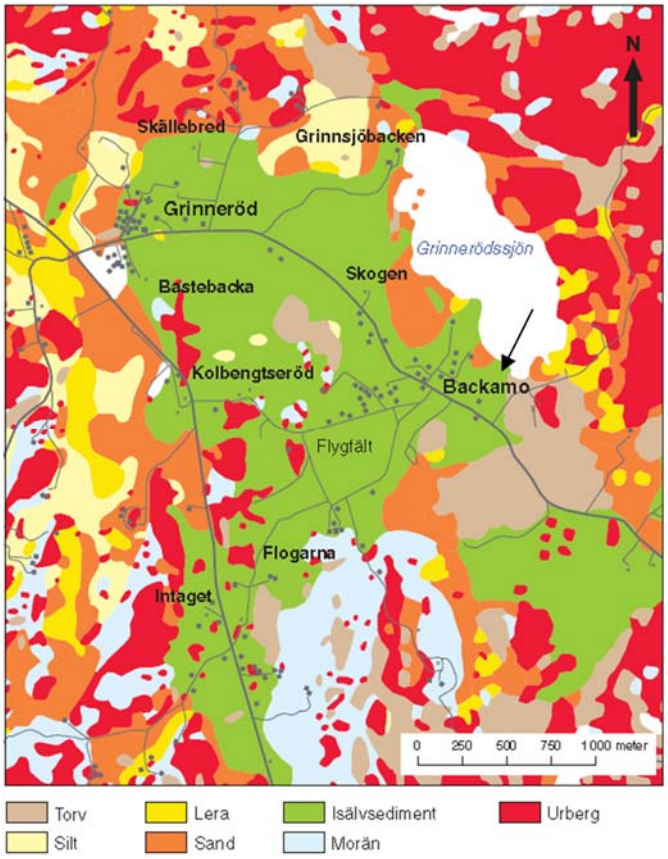
4.2.2 Lokalisering, geologiska- och hydrogeologiska förutsättningar

I samarbete med Uddevalla kommun identifierades ett antal möjliga platser för fältförsöket som utvärderades avseende jordlagerföljder, grundvattennivåer och praktiska omständigheter såsom tillgänglighet för fältfordon. Valet föll på en plats i Backamo, några kilometer sydost om Ljungskile. Den aktuella platsen angränsar till Grinnerödssjöns sydvästa del i det område som idag nyttjas av Stiftelsen Backamo Lägerplats och som tidigare varit exercisplats (figur 4.1). På jordartskartan är området kartlagt som isälvsediment (figur 4.1) och utgörs av framförallt sand och grus, men finkornigare partier bestående av främst silt förekommer frekvent. Avlagringen ingår i det israndstråk som benämns Berghemslinjen (Lång, 2008). Israndstråk består på västkusten ofta av såväl sorterade som osorterade lagerföljder. Eftersom Backamoområdet till största del befinner sig under högsta kustlinjen förekommer det ovan delar av isälvsavlagringen även avsättningar av lera och svallavlagringar (främst sand). Området där försöket genomfördes tillhör de grovkornigare delarna av avlagringen och domineras av mellansand och grovsand.

I figur 4.2 visas ett foto över den sluttning mot Grinnerödssjön där fältförsöket genomfördes. Platsen finns också markerad på grundvattenkartan (figur 4.3) där den sedan tidigare bedömda strömningsriktningen för grundvattnet finns markerad. Fyra grundvattenrör, R1-R4, (stålrör) med en diameter av 2 tum installerades i linje med den bedömda naturliga strömningsriktningen för grundvattnet (figur 4.4). Varje rör hade längst ner ett filterrör på 1 m (6 mm borrade hål) med filterspets i botten. Det första röret (R1) utgjorde tillsatsrör vid spårämnesförsöken och de resterande rören användes för provtagning. Det sista röret (R4) användes för att kontinuerligt pumpa vatten i syfte att efterlikna uttaget ur en mindre dricksvattenbrunn. Avståndet från det första röret (R1) till de efterföljande är 1,3 (R2), 5,3 (R3) respektive 9,8 m (R4). Valet av försöksuppställning, dvs. antal rör, rör- och filtertyp m.m., begränsades till stor del av budgetutrymmet.

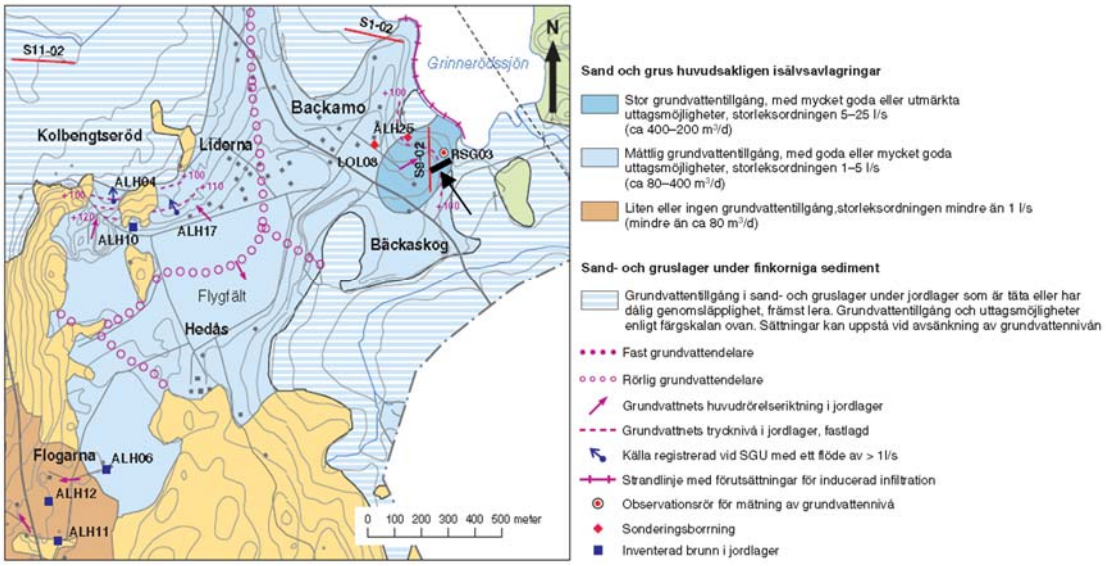
Då rören drevs ner konstaterads ett lager med grövre material (sten och grus) ca 2 m under markytan. Ovanför samt under detta lager dominerade sandfraktionen. En betydande andel finmaterial (framförallt silt) konstaterades dock vid den nivå filtren placerades, framförallt vid R1, R2 och R3. Fotona i figur 4.5 visar materialsammansättning i en skärning i samma avlagring som och nära försöksområdet. I skärningen kunde bl.a. ett lager med grövre material konstateras men sand var totalt sett den dominerande fraktionen. Kornstorleksdiagrammet i figur 4.6 visar resultaten från tidigare undersökningar av SGU och bekräftar dominansen av sand i området (Lång, 2008).

Den totala mäktigheten av avlagringen ner till berg, vid platsen för fältförsöket, bedöms utifrån geofysiska undersökningar vara ca 40-45 m (Lång, 2008). Grundvattnets naturliga konduktivitet varierade mellan 50-300 µS/cm, pH ca 6,2 och syrehalten ca 5 mg O_2/l. Temperaturen sjönk från ca 9 till 7,5 °C under försöksperioden (nov 2014 – mars 2015).

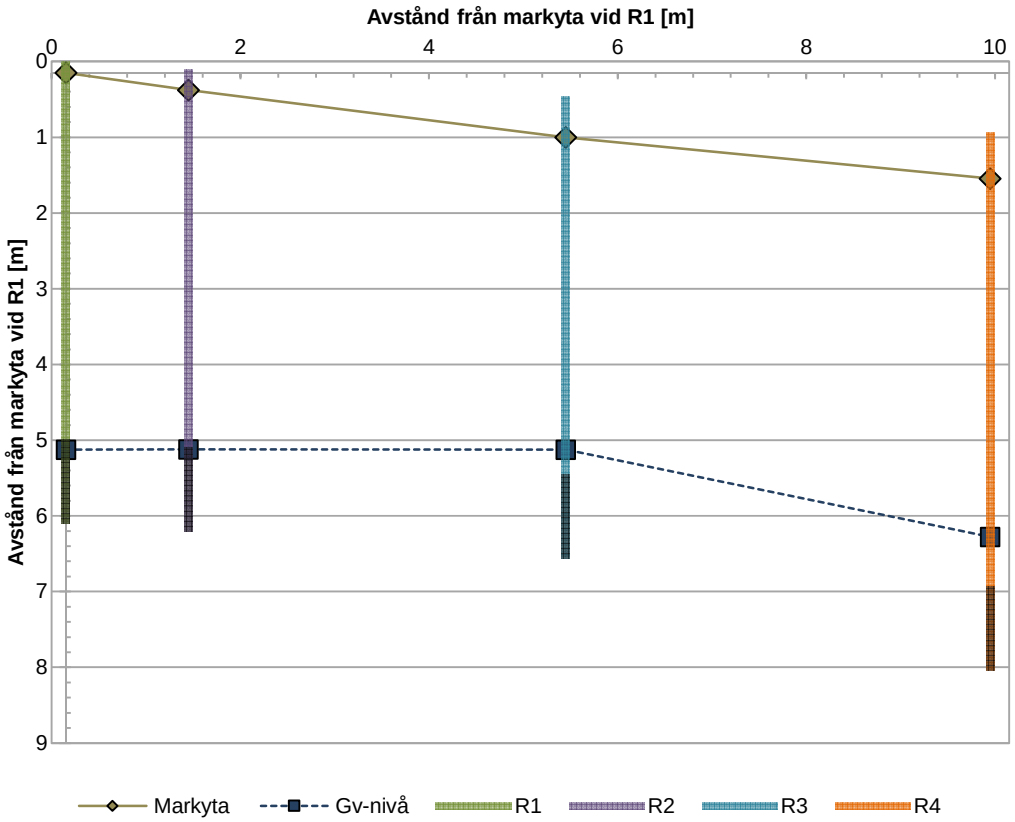


Figur 4.1 *Jordartskarta med fältförsöksplatsen markerad med svart pil (Information från SGUs jordartsdatabas, redovisad i Lång, 2008).*

Figur 4.2 *Sluttning mot Grinnerödssjön (fotot taget från nordost med sjön i ryggen) där fältförsöket genomfördes (t.v.) samt installation av observationsrör (t.h.).*

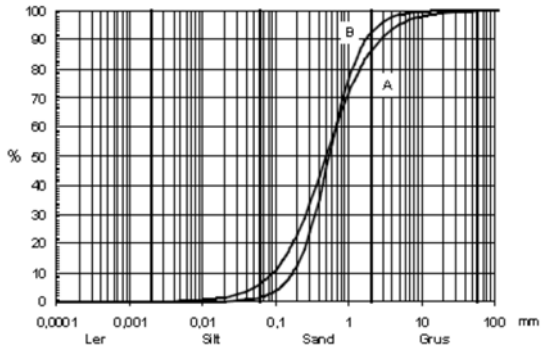


Figur 4.3 *Grundvattenkarta där försöksområdets ungefärliga lokalisering markerats med ett svart streck invid en svart pil (Lång, 2008).*



Figur 4.4 *Placering av installerade grundvattenrör (R1-R4) samt markyta och grundvattenyta (vid pumpning från R4, ca 10,5 l/min). Avstånden är relativt markytan vid R1 och den mörkare markeringen på respektive rör motsvarar filterdelen (1 m).*

Figur 4.5 *Materialsammansättning i en skärning (a) nära försöksområdet. Skärningen ligger i samma avlagring som försöksområdet och illustrerar att det finns olika lager. Överlag så dominerar andelen sand (b) men i vissa delar finns en betydande andel grus och sten (c och d). Provröret ger en uppfattning om skalan och har en längd av 12 cm.*



Figur 4.6 *Kornstorleksdiagram för två prover vid den utförda hydrogeologiska karteringen av Backamoavlagringen (Lång, 2008). Proven är tagna vid rördrivning av RSG03 (figur 4.3) nära den aktuella fältförsöksplatsen. Resultaten är representativa för sammansättningen ner till ett djup av 14 m.*

4.2.3 Bakteriofager

Två olika bakteriofager användes vid spårningsförsöket: *S. typhimurium* 28B samt MS2. Dessa fager har lite olika egenskaper (tabell 4.1) och valdes för att representera adenovirus respektive norovirus, vilket är två av de tre modellorganismer som ingår i den framtagna MRA-modellen (även rotavirus ingår i modellen).

Tabell 4.1 *Sammanställning över karakteristika för de två bakteriofager som använts i spårningsförsöket.*

Bakteriofag	*S. typhimurium* 28B	MS2
Familj	*Podoviridae*	*Leviviridae*
Genom (kb)	dsDNA (38-42)	ssRNA (3,6)
Storlek (nm)	60-65	22-28
Isoelektrisk punkt (pl)	okänd	3,9
Liknar	adenovirus	norovirus

4.2.4 Genomförande

I figur 4.7 visas försöksuppställningen med de fyra grundvattenrören (R1-R4). Spårämnena tillsattes i R1 och från R4 pumpades kontinuerligt vatten, ca 10,5 l/min, i syfte att representera uttag från en dricksvattenbrunn. Det uppumpade vattnet leddes bort nedströms försöksplatsen. Vid båda spårämnesförsöken (klorid resp. fager) tillsattes 1 m^3 av aktuell lösning till R1 genom att pumpa vatten från utplacerade plastcontainrar (figur 4.7). I båda försöken gjordes tillsättningen av 1 m^3 under ca 6 timmar.

Figur 4.7 *Försöksuppställning med fyra grundvattenrör (R1-R4) för tillsättning av spårämne (R1), övervakning och provtagning för analys samt kontinuerlig pumpning (R4). Den blå streckade linjen beskriver förväntad naturlig strömningsriktning för grundvattnet.*

Kloridlösningen som tillsattes hade en konduktivitet av 46 000 µS/cm och en kloridhalt på 19,3 g/l. Detta motsvarar en drygt 500 ggr högre kloridhalt än naturligt i områdets grundvatten

(210 µS/cm, 34,3 mg/l). Efter kloridtillsättningen mättes konduktivitet, temperatur och grundvattennivå kontinuerligt var femte minut med CTD-diver. Vattenprov togs också för att bestämma kloridhalten samt kontrollmäta konduktiviteten. Spårämnesförsöket med klorid påbörjades den 10/11 2014 och 25 dygn senare, dvs. den 5/12, påbörjades fagspårningen.

De koncentrerade faglösningarna som levererades från laboratorierna blandades ut i utgående avloppsvatten från Skansverkets avloppsreningsverk i Uddevalla. Anledningen till att fagerna inte blandades i rent vatten var för att på bättre sätt försöka efterlikna förhållandena i ett enskilt avlopp. En analys av avloppsvattnet visade halten koliforma bakterier >24 000 mpn/100 ml, *E. coli* 15 000 mpn/100 ml samt TOC 12,5 mg/l, CODcr 37 mg/l, BOD 3,4 mg/l och DOC 11,6 mg/l. Koncentrationen av fager i den slutgiltiga blandningen (cirkulationspumpades ett dygn efter fagtillsättning) som tillsattes R1 var för *S. typhimurium* 28B $9{,}0 \cdot 10^6$ pfu/ml och för MS2 $2{,}5 \cdot 10^6$ pfu/ml. Prov från den tillsatta faglösningen förvarades kylt på laboratorierna och användes för ett inaktiveringsförsök.

Faganalyserna genomfördes på Folkhälsomyndigheten (*S. typhimurium* 28B) samt Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (MS2). Analysmetoden för *S. typhimurium* 28B beskrivs av Adams (1959) och fagen beskrivs av Lilleengen (1948). Tillämpad metod för MS2 finns beskriven av Debartolomeis & Cabelli (1991). Analyserna av MS2 gjordes med 1 ml prov och detektionsgränsen var därmed 1 pfu/ml. För *S. typhimurium* 28B var analysvolymen för majoriteten av proven 5 ml vilket ger detektionsgränsen 0,2 pfu/ ml.

Provtagningen skedde med hjälp av pumpning från R2 och R3. För att rensa pump och slang pumpades först vatten ut i 10-15 sek och därefter väntades i 1 min (utan pumpning) innan provflaskorna fylldes. Pumpningen (ca 2 liter per provtagningstillfälle) minimerades i syfte att inte störa spårämnestransporten. Från R1 togs prov med hjälp av beijler. Proven förvarades kylt i väntan på och under transport till laboratorierna för analys. Nollprov från R1 och R2 visade att inga fager kunde detekteras innan försöket påbörjades.

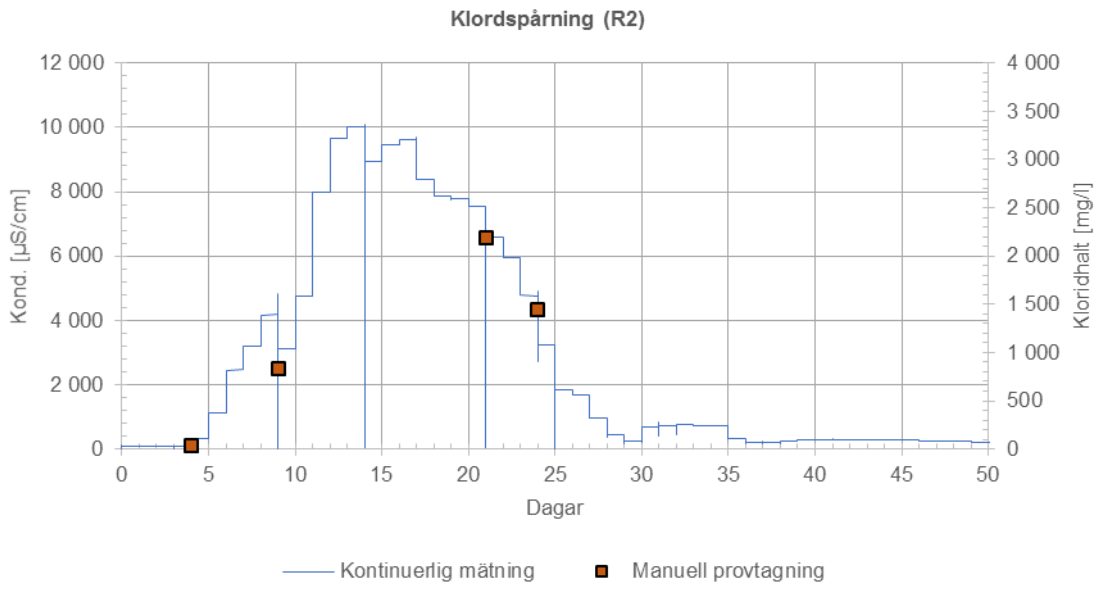
4.3 Resultat

Kloridspårningen resulterade efter 14 dygn i en konduktivitetstopp i R2 (10 000 µS/cm), vilket motsvarar en kloridhalt på 3,4 g/l (se genombrottskurvan i figur 4.8). Vid jämförelse med kloridhalten i tillsatta saltlösning (19,3 g/l) kan konstateras att dispersion och utspädning reducerat kloridhalten 5,7 ggr. Detta motsvarar en reduktion av kloridhalten med 0,75 $\log_{10}$-enheter. Vidare kan transporthastigheten i grundvattenzonen bestämmas till i medeltal 0,093 m/d (1,3 m på 14 dygn) för kloridjoner.

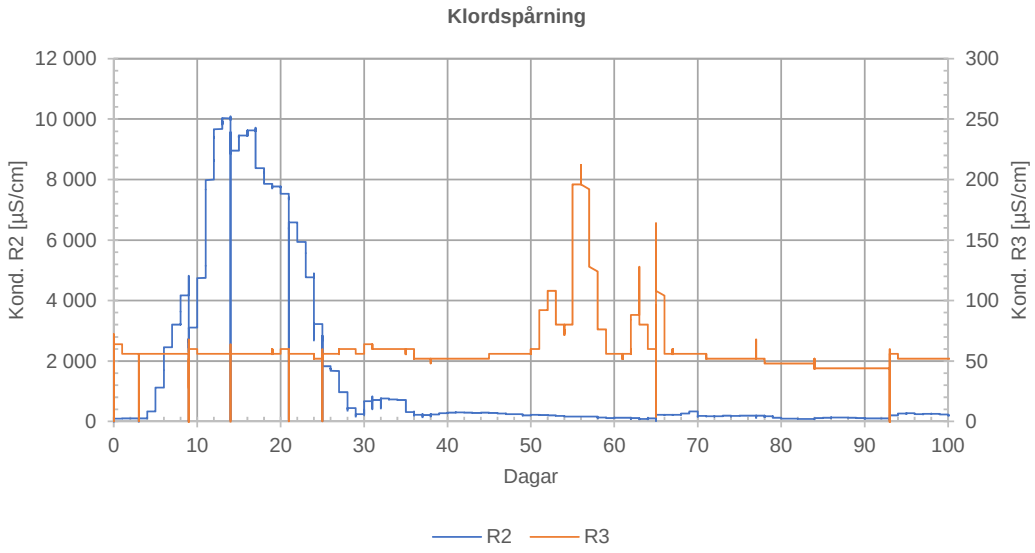
I figur 4.9 presenteras konduktiviteten över tid i R2 samt R3. För R3 sker en konduktivitetsökning med maxvärde efter 56 dygn. Ökningen är dock betydligt mindre än i R2. Maxvärdet efter 56 dygn är 212 µS/cm, vilket motsvarar en kloridhalt på 0,11 g/l. Dispersion och utspädning har således reducerat kloridhalten 175 ggr, dvs. 2,2 $\log_{10}$-enheter. Baserat på transporttiden till R3 kan transporthastigheten i grundvattenzonen uppskattas till i medeltal 0,095 m/d (5,3 m på 56 dygn) för kloridjoner, dvs. mycket likt resultatet för R2.

Någon konduktivitetsökning kunde inte registreras i R4 under försöksperioden. Utifrån transporttiderna till R2 respektive R3 skulle förväntad transporttid till R4 vara ca 105 dygn.

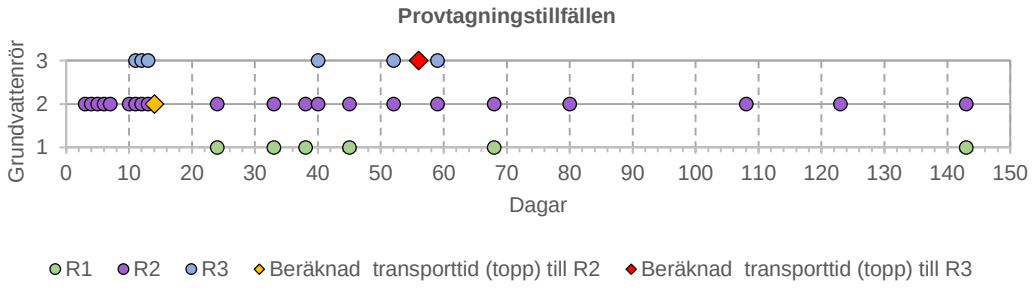
Trots den konstaterade kontakten mellan R1 och R2 samt R3 kunde inte bakteriofager påvisas i något av de prov som togs från R2 respektive R3, dvs. halten var <0,2 pfu/ml för *S. typhimurium* 28B och <1 pfu/ml för MS2 i samtliga prov. Tidpunkterna för provtagningarna, dvs. antal dagar efter tillsättning av faglösning i R1, presenteras i figur 4.10. Till följd av att inga fager kunde påvisas justerades den ursprungliga provtagningsplanen och provtagningstillfällena glesades ut.



Figur 4.8 *Konduktivitet över tid i R2 efter tillsats av kloridlösning i R1. Kontinuerlig mätning avser loggade värden och manuell provtagning avser vattenprov som tagits för att bestämma kloridhalten och kontrollmäta konduktiviteten.*



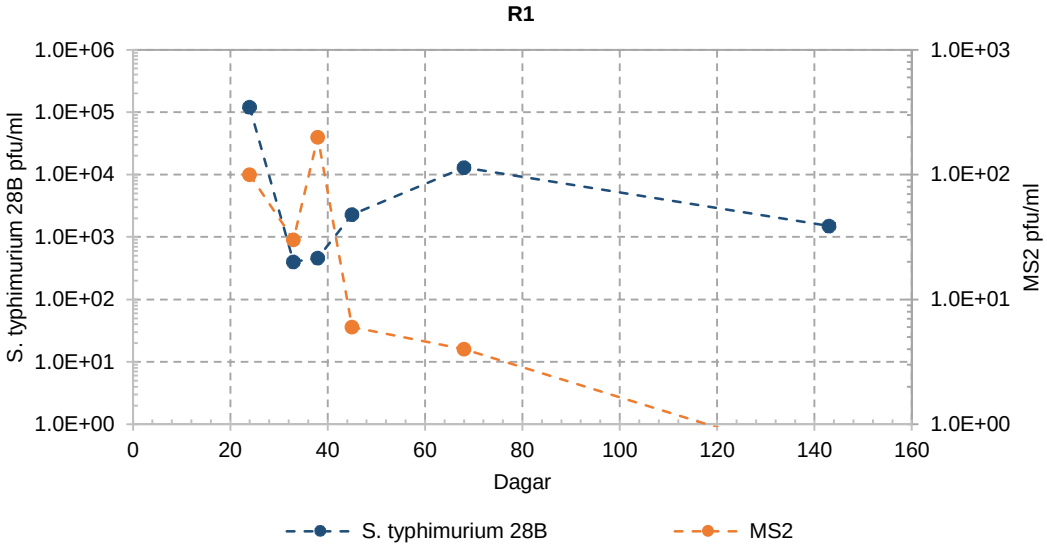
Figur 4.9 *Konduktivitet över tid i R2 och R3 efter tillsats av kloridlösning i R1.*



Figur 4.10 *Tidpunkt för fagprovtagning i R1-R3. Beräknad transporttid motsvarar tiden från spårämnestillsättning till uppmätt maxhalt enligt kloridspårningsförsöket.*

Då inga fager kunde påvisas i R2 och R3 togs även prov i R1 för att undersöka hur halten där reducerades över tid, se figur 4.11 och tabell 4.2. Resultaten visar att efter 68 dagar var halten *S. typhimurium* 28B $1{,}3 \cdot 10^4$ pfu/ml och MS2 4,0 pfu/ml. Vid den slutgiltiga provtagningen efter 143 dagar var halten *S. typhimurium* 28B $1{,}5 \cdot 10^3$ pfu/ml men MS2 kunde inte påvisas. Observera att skalan i figur 4.11 är logaritmisk och att halten MS2 angivits som halva detektionsgränsen för provet efter 143 dagar, dvs. 0,5 pfu/ml.

Resultaten från överlevnadsförsöket presenteras i tabell 4.3 och figur 4.12 där linjära modeller anpassats för inaktiveringen och där reduktionen kan avläsas som $\log_{10}$-enheter. Inaktiveringen av MS2 följer samma modell under hela den studerade perioden. För *S. typhimurium* 28B är inaktiveringen mycket lik den för MS2 upp till ca 50 dagar men avviker i det i provet som togs efter 143 dagar. Inaktiveringen tycks ske i två steg för *S. typhimurium* 28B med en långsammare inaktivering efter 50 dagar. Av denna anledning är den anpassade modellen endast baserad på analyserna under den första perioden upp till 48 dagar efter försöksstart. Det bör poängteras att osäkerheter i såväl provtagning som analysmetoder påverkar resultaten från både överlevnadsförsöket och övriga genomförda analyser.



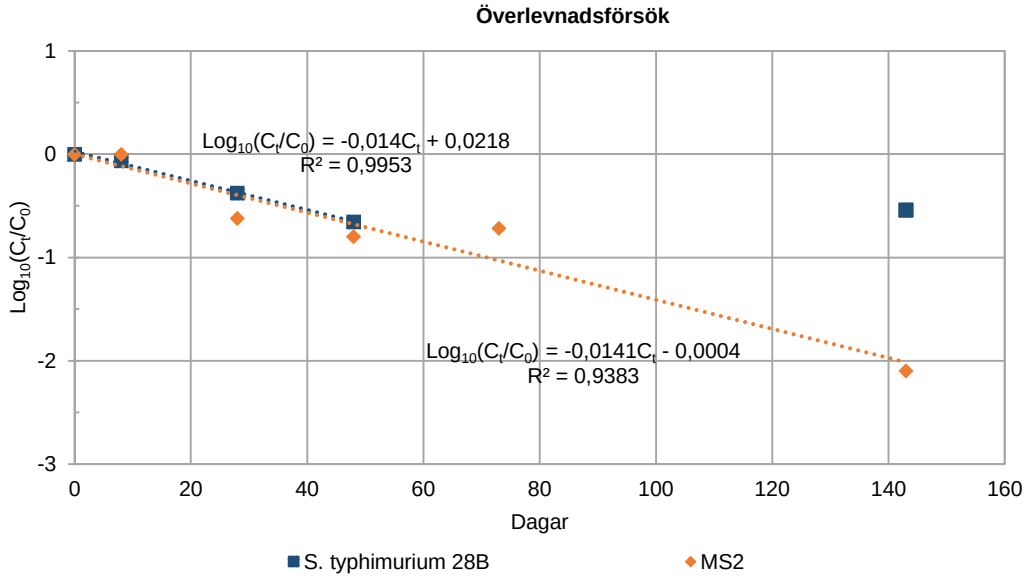
Figur 4.11 Fager i tillsatsröret (R1) över tid sedan försöket påbörjades.

Tabell 4.2 Resultat från analyser av prov från grundvattenrör R1.

	R1	
Dagar	*S. typhimurium* 28B (pfu/ml)	MS2 (pfu/ml)
24	$1{,}2 \cdot 10^5$	$1{,}0 \cdot 10^2$
33	$4{,}0 \cdot 10^2$	$3{,}0 \cdot 10^1$
38	$4{,}6 \cdot 10^2$	$2{,}0 \cdot 10^2$
45	$2{,}3 \cdot 10^3$	6,0
68	$1{,}3 \cdot 10^4$	4,0
143	$1{,}5 \cdot 10^3$	<1

Tabell 4.3 *Resultat från överlevnadsförsök.*

	Överlevnadsförsök	
Dagar	*S. typhimurium* 28B (pfu/ml)	MS2 (pfu/ml)
0	$9{,}0 \cdot 10^6$	$2{,}5 \cdot 10^6$
8	$7{,}8 \cdot 10^6$	$2{,}5 \cdot 10^6$
28	$3{,}8 \cdot 10^6$	$6{,}0 \cdot 10^5$
48	$2{,}0 \cdot 10^6$	$4{,}0 \cdot 10^5$
73	(ej analyserad)	$4{,}8 \cdot 10^5$
143	$2{,}6 \cdot 10^6$	$2{,}0 \cdot 10^4$



Figur 4.12 *Resultat från överlevnadsförsök för S. typhimurium 28B och MS2. C_0 är den initiala faghalten och C_t halten efter t dagar.*

5 DISKUSSION OCH SLUTSATSER

Nedan förs en diskussion kring MRA-modellen samt fältförsöket och viktiga slutsatser presenteras.

5.1 MRA-modell

Befintliga vägledningar utgör ett viktigt stöd för kommunerna i arbetet med att motverka smittspridningen från små avloppsanläggningar. Dessa vägledningar utgörs framförallt av Naturvårdsverkets faktablad 8147 (Naturvårdsverket, 2003), de allmänna råden (NFS 2006:7) och handboken som syftar till att komplettera de allmänna råden (Naturvårdsverket, 2008). Vägledningarna grundar sig bl.a. på rekommenderade skyddsavstånd, vilket kan utgöra ett praktiskt verktyg vid t.ex. prövning och tillsyn av avloppsanläggningar. Det finns dock situationer då de lokala markförhållandena kräver att en mer detaljerad analys görs för att avgöra huruvida en tillräcklig säkerhetsnivå kan uppnås. Den utarbetade MRA-modellen syftar till att utgöra ett komplement och ytterligare verktyg i arbetet med att bedöma den hälsorisk små avlopp innebär. Detta gäller såväl vid bedömning av nya anläggningar som för analys av befintliga anläggningar. Modellen kan utgöra ett viktigt stöd då de generella rekommendationerna är svåra att tillämpa, exempelvis i kustkommuner där omlokaliseringsmöjligheter av avloppsanläggningar liksom nydragning av VA-ledningar försvåras av ytligt berg.

MRA-modellen är i grunden utformad för att analysera avloppsanläggningar med infiltrationsbädd. Modellens uppbyggnad gör det dock möjligt att anpassa den för att exempelvis analysera befarat läckage från ledningar eller slamavskiljare. Som alla modeller bygger MRA-modellen på förenklingar och antaganden och utgör en representation av verkligheten baserat på en förenkling och tolkning av densamma. Detta innebär att det alltid kommer att vara möjligt att förbättra modellen vad gäller såväl grundläggande antaganden som indata. Den utvecklade MRA-modellen utgör dock den första i sitt slag som tagits fram för att vara praktiskt användbar för en bred målgrupp i Sverige, och som specifikt utformats för att analysera smittspridningen från små avlopp.

Utifrån arbetet med att utveckla MRA-modellen, diskussioner om förhållanden och angreppssätt inom projektgruppen och genomförandet av fältförsöket, kan konstateras att god kunskap om de geologiska och hydrogeologiska förhållandena på den aktuella platsen är av största vikt då små avlopps potentiella effekt på närliggande dricksvattenbrunnar ska bedömas. Den information som behövs om markförhållanden, grundvattennivåer m.m. när MRA-modellen tillämpas är dock inte specifik för MRA-modellen utan får anses lika viktig oavsett hur bedömningen av en enskild avloppsanläggning ska göras.

Några viktiga fördelar med MRA-modellen är att den:

- Ger en struktur som underlättar diskussionen om de parametrar som påverkar risken.
- Sammanställer aktuella forskningsresultat gällande transport av virus från små avlopp till dricksvattenbrunnar samt dos-responssamband som reglerar infektionsrisken.
- Gör det möjligt att analysera scenarier och se hur risken påverkas om t.ex. avståndet från infiltrationsanläggning till dricksvattenbrunn ändras.
- Visar hur stor reduktion som uppstår i olika delar av avloppsanläggningen och under grundvattentransporten.

- Tar hänsyn till osäkerheter i såväl indata som de slutgiltiga resultaten och möjliggör känslighetsanalys i syfte att se hur mycket en viss parameter påverkar slutresultatet.

En utmaning vid tillämpningen av MRA-verktyget är då resultatet analyseras och det ska avgöras huruvida risken är acceptabel eller inte. I modellen hänvisas bl.a. till det acceptanskriterium som Världshälsoorganisationen definierat och uttryckt i DALY (Disability Adjusted Life Years). Det finns dock inget acceptanskriterium som definierats i Sverige specifikt för enskilda dricksvattenbrunnar och påverkan från små avlopp. I Havs- och vattenmyndighetens förslag till nya föreskrifter gällande små avloppsanläggningar för hushållsspillvatten presenteras dock förslag på reduktionskrav gällande *E. coli* uttryckt i $\log_{10}$-enheter (HaV, 2013). Det grundläggande hälsoskyddskravet säger att den förväntade samlade reduktionen över själva avloppsanläggningen av *E. coli* och intestinala enterokocker ska vara minst 3 $\log_{10}$-enheter (dvs. 99,9 %) och vid förhöjd hälsoskyddsnivå gäller 5 $\log_{10}$-enheter (99,999 %). Vid extra hög hälsoskyddsnivå får endast källsorterande system användas för urin och fekalier. Dessa krav är dock definierade med avseende på *E. coli* och intestinala enterokocker och inte för virus som används som så kallad referenspatogen i den utvecklade MRA-modellen. Kraven tar inte heller hänsyn till reduktionen i omättad och mättad zon, vilka utgör naturligt förekommande mikrobiologiska barriärer och vars effekt kan bestämmas platsspecifikt med hjälp av MRA-modellen. I modellen beräknas risken baserat på adenovirus, rotavirus och norovirus. Utifrån viruspartiklarnas egenskaper har de bedömts vara dimensionerande för den infektionsrisk som små avlopp kan utgöra för närliggande dricksvattenbrunnar.

För att ytterligare utveckla den framtagna MRA-modellen, dess användbarhet och den faktiska användningen av den är det viktigt att:

- Diskutera vad som ska användas som kravnivåer vad gäller den hälsorisk små avlopp får utgöra för dricksvattenbrunnar. Detta kan t.ex. uttryckas som en acceptabel infektionssannolikhet eller relateras till den existerande kravnivån (10^{-6}) Världshälsoorganisationen presenterar i termer av DALY.
- Utbilda miljö- och hälsoskyddsinspektörer samt andra potentiella användare i MRA-modellen.
- Uppdatera såväl modellen som beskrivningen av den baserat på erfarenheter från kommande tillämpningar.
- Uppdatera modellen då ny indata blir tillgänglig eller nya angreppssätt identifieras.

5.2 Fältförsök

Kloridlösning antas vara ett konservativt spårämne för transport i mättad zon och binds således inte nämnvärt till jordpartiklar. Detta innebär att den reduktion av kloridhalt som uppmättes i R2 och R3 jämfört med den tillsatta lösningen är ett resultat av dispersion och utspädning. Virus antas dock utöver dispersion och utspädning även kunna inaktiveras över tid (dvs. avdödning) samt bindas i viss mån till jordpartiklarna. Eftersom det inte gick att detektera några fager i något av de andra grundvattenrören, utöver tillsatsröret, kunde inte effekten av inaktivering och inbindning bestämmas i fältförsöket. En förklaring till att inga fager detekterades skulle kunna vara att det inte togs några prov då plymen av fager snabbt passerade respektive rör. Detta bedöms dock som mindre sannolikt. Även om den maximala toppen missades, dvs. då halten fager i vattnet var som störst, borde något av de prov som tagits från R2 ha kunnat uppvisa fager. En annan förklaring är att detektionsgränsen var för låg och fagerna därför inte kunde påvisas. En bidragande reduktionsfaktor kan vara att fagerna

spikades till avloppsvatten, inte till rent vatten, och att tillsättningen av avloppsvatten till R1 åstadkom i en lokal biohud.

Effekten av dispersion och utspädning är påtaglig i R3 (2,2 log) och någon konduktivitetsökning till följd av kloridspårningen kunde inte påvisas i R4. Eftersom det skedde en kontinuerlig pumpning från R4 var utspädningseffekten betydligt större i detta rör, vilket kan förklara att effekten av kloridtillsättningen uteblev. En bidragande orsak till den relativt låga konduktivitetsökningen i R3 kan ha varit mätinstrumentets placering, dvs. mätpunkten för konduktiviteten. På grund av att finmaterial tog sig in genom filterdelen och sedimenterade i botten på röret var mätinstrumentet tvunget att placeras något högre än motsvarande mätpunkt i R2. Eftersom saltlösningen har en högre densitet än det naturliga grundvattnet kan saltplymen delvis ha dragit sig ner under filterdelen i R3. Jordlagrens mäktighet (40-45 m) och det faktum att försöket utförts i inströmningsområde gör att den vertikala transporten kan vara betydande.

Om fagerna helt reduceras från tillsatsröret (R1) till R2 skulle det innebära att effekten av inaktivering och fastläggning måste uppgå till minst ca 6 log/m. Jämfört med tidigare studier (Pang, 2009) bedöms detta vara ett högt värde, speciellt med tanke på det korta avståndet mellan R1 och R2 (1,3 m). Om anledningen till att fagerna inte påträffats i R2 beror på att inbindningen och frigörandet av fager från jordpartiklarna skapar en retardation, så måste denna retardation uppgå till minst 10,2 ($R=V_{gv}/V_{fag}$), dvs. grundvattnets hastighet relativt fagernas transporthastighet. Andra faktorer som påverkar möjligheten att detektera fagerna är den dispersion och utspädning samt inaktivering som sker under transporten.

Det kan konstateras att trots att det finns en hydraulisk kontakt mellan tillsatsröret (R1) och de två efterföljande rören (R2 och R3) kunde inga fager detekteras i de två sistnämnda. Således har inga säkra slutsatser kunnat dras vad gäller reduktionsförmågan i mättad zon på platsen för fältförsöket.

6 REFERENSER

Abrahamsson, J. L., Ansker, J. & Heinicke, G. (2009). MRA - ett modellverktyg för svenska vattenverk, Svenskt Vatten Utveckling rapport nr. 2009-05, Stockholm. Svenskt Vatten.

Adams, M.H. (1959). *Bacteriophages*. Interscience Publishers Inc., New York.

Debartolomeis, J. & Cabelli, V. J. (1991). Evaluation of an Escherichia coli host strain for enumeration of F male-specific bacteriophages. *Applied and Environmental Microbiology*, 57(5), 1301-1305.

Schijven, J. F., Mülschlegel, J. H. C., Hassanizadeh, S. M., Teunis, P. F. M. & de Roda Husman, A. M. (2006). Determination of protection zones for Dutch groundwater wells against virus contamination - Uncertainty and sensitivity analysis, *Journal of Water and Health*, 4(3), 297-312.

Engblom, K. & Lundh, M. (2006). Mikrobiologisk barriärverkan vid konstgjord grundvattenbildning - en litteraturstudie om påverkande faktorer, VA-Forsk rapport nr. 2006-10, Stockholm, Svenskt Vatten.

Haas, C.N., Gerba, C.P. and Rose, J.B. (1999). Quantitative microbial risk assessment, Wiley, New York.

Havelaar A. H. & Melse J. M. (2003). Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality: A burden of disease approach, RIVM report 734301022.

HaV (2013). Styrmedel för en hållbar åtgärdstakt av små avloppsanläggningar, Havs- och Vattenmyndigheten 2013-09-13.

Homedes N. (1996). The Disability-Adjusted Life Year (DALY) Definition, Measure and Potential Use, Human Capital Development, Working Papers, HCDWP 68.

John, D. E. & Rose, J. B. (2005). Review of factors affecting microbial survival in groundwater, *Environmental Science and Technology*, 39(19), 7345-7356.

Kvitsand H. M., Fiksdal, L., Brattil, B., Hilmo, B. O. & Strek, A. (2010). Virus removal by surface transport in a river bank aquifer, Den 7:e Nordiska Dricksvattenkonferensen, Köpenhamn, 7-9 juni, s. 187-190, DANVA, Skanderborg.

Lilleengen, K. (1948). Typing of Salmonella typhimurium by means of bacteriophage. Doctoral thesis, Royal Veterinary College, Stockholm.

Lindberg, T. & Lindqvist, R. (2005). Riskprofil, Dricksvatten och mikrobiologiska risker, I SLV (Ed.) Rapport nr. 2005:28, Uppsala. Livsmedelsverket.

Lundh, M., Holmström, E., Långmark, J. & Rydberg, H. (2006). Reduktion av naturligt organiskt material och mikroorganismer i konstgjord grundvattenbildning – Del 1: Kolonnförsök med natursand ifrån Gråbo, VA-Forsk rapport nr 2006-19, Svenskt Vatten.

Lång, L.-O. (2008). Beskrivning till kartan Grundvattenförekomster i Uddevalla kommun, K 108, Sveriges geologiska undersökning.

Naturvårdsverket (2008). Små avloppsanläggningar – Handbok till allmänna råd, Handbok 2008:3.

Naturvårdsverket (2003). Faktablad 8147 Små avloppsanläggningar – Hushållsspillvatten från högst 5 hushåll.

NFS 2006:7. Naturvårdsverkets allmänna råd om små avloppsanordningar - Naturvårdsverkets allmänna råd [till 2 och 26 kap. miljöbalken och 12-14 och 19 §§ förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd] om små avloppsanordningar för hushållsspillvatten.

Nordgren, J., Bucardo, F., Dienus, O., Svensson, L. & Lindgren, P. E. (2008). Novel light-upon-extension real-time PCR assays for detection and quantification of genogroup I and II noroviruses in clinical specimens, *J Clin Microbiol*, 46(1), 164-70.

Ottoson, J. (2013). Funktionskrav för Små Avlopp. Underlag för beslut om krav på reduktions- och utsläppsnivåer av fekala mikroorganismer från små avloppsanläggningar. Underlagsrapport till Havs och vattenmyndigheten.

Ottoson, J. & Stenström, T. A. (2003). Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Res*, 37(3), 645-55.

Pang, L. (2009). Microbial removal rates in subsurface media estimated from published studies of field experiments and large intact soil cores. Journal of Environmental Quality, 38(4), 1531-1559.

Pedley, S., Yates, M., et al. (2006). Pathogens: Health relevance, transport and attenuation. Protecting groundwater for health: managing the quality of drinking-water sources. London, World Health Organization, IWA Publishing.

Seitz, S. R., Leon, J. S., Schwab, K. J., Lyon, G. M., Dowd, M., McDaniels, M., Abdulhafid, G., Fernandez, M. L., Lindesmith, L. C., Baric, R. S. & Moe, C. L. (2011). Norovirus infectivity in humans and persistence in water, *Applied and Environmental Microbiology*, 77(19), 6884-6888.

Socialstyrelsen (2008). Dricksvatten från enskilda vattentäkter. Ett nationellt tillsynsprojekt 2007. I Handbok 2008:3, Naturvårdsverket, Stockholm.

Stenström, T. A. (1985). Infiltration i mark. Mikroorganismers transport och överlevnad, Naturvårdsverket.

Stephen, A. M. & Cummings, J. H. (1980). The microbial contribution to human faecal mass, *Journal of Medical Microbiology*, 13(1), 45.

Stenström, T.-A. (1996). Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppssystem - riskvärdering av traditionella och alternativa avloppslösningar, Stockholm. Naturvårdsverket, Smittskyddsinstitutet & Socialstyrelsen.

Stenström, T. A., Boisen, F., Georgsson, F., Lahti, K., Lund, V., Andersson, Y. & Ormerod, K. (1994). Vattenburna infektioner i Norden. TemaNord, 1994:585 Köpenhamn. Nordiska ministerrådet: 91.

Tufenkji, N. (2007). Modeling microbial transport in porous media: Traditional approaches and recent developments. Advances in Water Resources, 30(6), 1455-1469.

Van Cuyk, S. & Siegrist, R. L. (2007). Virus removal within a soil infiltration zone as affected by effluent composition, application rate, and soil type, Water research, 41(3), 699-709.

Van Cuyk, S., Siegrist, R. L., Lowe, K. & Harvey, R. W. (2004). Evaluating microbial purification during soil treatment of wastewater with multicomponent tracer and surrogate tests, *Journal of environmental quality*, 33(1), 316-329.

Vägverket (1998). Förorening av vattentäkt vid vägtrafikolycka, Hantering av risker vid petroleumutsläpp, Bilaga 2: Hydrogeologiska typmiljöer.

Westrell, T. (2004). Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems, Linköping University, Linköping.

Westrell, T, Andersson, Y, & Stenström, T A. (2006). Drinking water consumption patterns in Sweden. *J Water Health*, 4(4), 511-522.

WHO. (2011). Guidelines for Drinking-water Quality, Fourth edition. Geneva: World Health Organization.

Wyman, J. B., Heaton, K. W., Manning, A. P. & Wicks, A. C. (1978). Variability of colonic function in healthy subjects, *Gut*, 19(2), 146-150.

Yao, K.-M., Habibian, M. T., et al. (1971). Water and waste water filtration. Concepts and applications. Environmental science & technology, 5(11), 1105-1112.