

Risikovurdering af anvendelse af opsamlet tagvand i private havebrug

Risikovurdering af anvendelse af opsamlet tagvand i private havebrug

Karsten Arnbjerg-Nielsen, Linda Hansen, Arne Bernt Hasling,
Jes Clauson-Kaas og Niels Jørgen Hansen
COWI

Anders Carlsen
Embedslægeinstitutionen i Viborg

Thor-Axel Stenström og Jakob Ottoson
Smittskyddsinstitutet, Sverige

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATTENDE ARTIKEL	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	12
1 INDLEDNING	16
2 RISIKOVURDERING SOM VÆRKTØJ	18
2.1 FORMÅL MED RISIKOVURDERING	18
2.2 BRUG AF RESULTATER FRA EN RISIKOVURDERING	18
2.3 METODE FOR RISIKOVURDERING	19
2.3.1 Identifikation og beskrivelse af farer	19
2.3.2 Vurdering af eksponering	19
2.3.3 Analyse af dosis-respons for udvalgte patogener	20
2.3.4 Beregning og vurdering af risiko	20
2.3.5 Sundhedsmæssig vurdering	20
3 SYSTEMBESKRIVELSE	22
3.1 PRINCIPBESKRIVELSE FOR FYLDNING OG TØMNING AF REGNVANDSBEHOLDER	22
3.2 DEFINITION AF UØNSKEDE HÆNDELSER	22
3.3 VALG AF SCENARIER	23
3.4 PROCESBESKRIVELSE	23
3.5 ANTAGELSER	23
3.5.1 Deponering på taget i forhold til haven generelt	24
3.5.2 Materialer til opsamling og transport og opbevaring af afstrømmet tagvand	24
3.5.3 Personer der påvirkes af brug af tagvandet	24
4 HUMANPATOGENE MIKROORGANISMER I BEHOLDERE MED AFSTRØMMET TAGVAND	26
4.1 RELEVANTE PATOGENER FOR TAGVAND I DANMARK	26
4.1.1 Indledning	26
4.1.2 Mikroorganismer som kan tænkes at findes i opsamlet regnvand fra tage	27
4.2 KONCENTRATIONSNIVEAUER FOR FOREKOMST VED TØMNING AF BEHOLDER	30
4.2.1 Litteraturstudie på målinger af patogener i regnvandstanke	31
4.2.2 Valg af beskrivelse af forekomst af patogener	34
5 MILJØFREMMEDE STOFFER	40
6 HUMAN EKSPONERING OVERFOR PATOGENER I TAGVAND	42
6.1 FREKVENNS AF EKSPONERINGER	42
6.1.1 Scenarie 1: Vanding i haven	42
6.1.2 Scenarie 2: Bilvask	43
6.1.3 Scenarie 3: Børns leg	43
6.1.4 Opsamling	43
6.2 INDTAG AF PATOGENER PER EKSPONERING	43
6.2.1 Oral indtagelse	43

6.2.2	<i>Respiratorisk indtagelse</i>	44
7	DOSIS-RESPONS KURVER	48
7.1	INTRODUKTION	48
7.2	MODELLER FOR SAMMENHÆNG MELLEML DOSIS OG RESPONS	48
7.2.1	<i>Risiko for infektion er uafhængig af antallet af patogener (Eksponentiel model)</i>	48
7.2.2	<i>Risiko for infektion er afhængigt af antallet af patogener (Beta Poisson-model)</i>	48
7.2.3	<i>Litteratursøgning på estimerede dosis-respons kurver</i>	49
7.3	OPERATIONEL BESKRIVELSE AF DOSIS-RESPONS KURVER I DEN Kvantitative Risikovurdering	49
8	BEREGNING AF RISIKO	52
8.1	BEREGNINGSMETODE	52
8.1.1	<i>Opstilling af risikomodell</i>	52
8.1.2	<i>Beregningsmetode</i>	53
8.2	RESULTATER AF BEREGNINGER	53
8.3	RISIKOREDUCERENDE TILTAG	57
9	SUNDHEDSMÆSSIG VURDERING	58
10	KONKLUSION	62
11	REFERENCER	64

Bilag A: Beskrivelse af usikkerheder på dosis-respons kurver

Forord

Nærværende rapport belyser de mikrobielle risici forbundet med genbrug af tagvand i private haver. Denne form for anvendelse er ganske udbredt i for eksempel parcelhusområder og metoden anvendes og anbefales også af flere offentlige institutioner på trods af, at der ifølge lovgivningen kræves en tilladelse fra de kommunale myndigheder for at etablere en sådan frakobling af spildevandsanlæg og at embedslægerne generelt fraråder vanding med vand der har dårligere kvalitet end drikkevand.

Formålet er at skabe et grundlag for at kunne vurdere hvorvidt der er risici forbundet med at genbruge tagvandet. På baggrund af beregningerne i rapporten kan myndighederne på et bedre grundlag afgøre, hvorvidt det er relevant at opretholde forbudet, om der skal gives en generel tilladelse eller om der er behov for yderligere undersøgelser for at kunne tage klar stilling.

Miljøstyrelsen har iværksat en række risikovurderinger med henblik på at vurdere mikrobielle risici ved forskellige alternativer til traditionel spildevandsbehandling fra byområder. Disse er offentliggjort enten som Miljøprojekter (nr. 606 og 684) eller som led i serien Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning (nr. 1, 3, 6, 10 og 14). Nærværende rapport skal ses i denne sammenhæng.

Nærværende rapport er udarbejdet af en arbejdsgruppe bestående af:

Karsten Arnbjerg-Nielsen, COWI
Linda Hansen, COWI
Arne Bernt Hasling, COWI
Jes Clauson-Kaas, COWI
Niels Jørgen Hansen, COWI
Anders Carlsen, Embedslægeinstitutionen i Viborg
Thor-Axel Stenström, Smittskyddsinstitutet, Sverige
Jakob Ottoson, Smittskyddsinstitutet, Sverige

Projektet har været udført i perioden januar 2002 - marts 2003. Der har i forbindelse med projektet været nedsat følgende følgegruppe:

Linda Bagge, Miljøstyrelsen (Formand)
Line Hollesen, Miljøstyrelsen
Karsten Arnbjerg, COWI (Sekretær)
Ole Mygind, Sundhedsstyrelsen
Efter 1. februar 2003: Lis Keiding
Jens Strodl Andersen, Danmarks Veterinærinstitut
Jakob Møller, Forskningscentret for Skov og Landskab

Der har i løbet af projektet været afholdt 3 møder med følgegruppen, som har bidraget positivt til rapportens udformning og indhold. Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen som led i Aktionsplanen for Økologisk Byfornyelse og spildevandsrensning.

Sammenfattende artikel

Brug af opsamlet tagvand til havevanding mv. forekommer hyppigt i danske parcelhushaver. Det kan medføre infektioner af mennesker, bl.a. fordi opsamlet tagvand har en mikrobiologisk kvalitet, der er dårligere end krav til f.eks. badevand. Risikoen for at blive inficeret af *Legionella* og opportunistiske patogener er dog meget lav. For *Campylobacter* og protozoer er risikoen noget højere. Hvis børn leger med vandet og kommer til at drikke det kan der være en mulig infektionsrisiko.

Baggrund og formål

Brug af tagvand i haver kan måske udgøre en sundhedsrisiko

Der er en stigende interesse for at reducere vandforbruget, blandt andet ved at genbruge forskellige typer af spildevand. Opsamlet tagvand er en relativt lidt forurenede type af spildevand som i nogle tilfælde kan genbruges. Inden hver anvendelse er der behov for at foretage en vurdering af, om de forskellige genanvendelsesformer af opsamlet tagvand er forbundet med sundhedsmæssige risici fordi afstrømmet tagvand har en grundlæggende anderledes sammensætning end regnvand.

Projektet tager udgangspunkt i de mikroorganismer (udvalgte sygdomsfremkaldende mikroorganismer og indikatorbakterier) samt øvrige mikroorganismer, der kunne tænkes at udgøre en sundhedsmæssig risiko.

Det er projektets formål at vurdere de sundhedsmæssige risici, der kan være forbundet med anvendelse af opsamlet tagvand til forskellige formål. Ved de sundhedsmæssige risici forstås de risici, der kan relateres til eksponering af mennesker ved håndtering af det opsamlede tagvand og anvendelse heraf til forskellige formål. Projektet omhandler udendørs anvendelser i parcelhushaver.

Undersøgelsen

Risikovurdering er en hjælp til at tage de rigtige beslutninger

Projektet er udført som en risikovurdering. Ved risikovurderingerne fokuseres på de anvendelser, som det vurderes at opsamlet tagvand typisk benyttes til: havevanding, bilvask og børns leg med vand i haven. Anvendelserne og den deraf følgende effekt på mennesker beskrives matematisk således at det er muligt at beregne en sandsynlig risiko som en rate af infektioner, f.eks. at 1 ud af n børn bliver inficeret når de leger med opsamlet tagvand i haven. Det muliggør også sammenligninger med andre anvendelser og andre risici. Der er i videst muligt omfang taget udgangspunkt i typiske danske forhold.

Hovedparten af undersøgelsen omhandler indsamling og verificering af hvilke mikroorganismer der kan tænkes at forekomme i tagvand og i hvilke koncentrationer, hvor hyppigt og hvor meget tagvand mennesker indtager og hvilken risiko man derved udsættes for.

Risikovurderingen omfatter infektionsrisikoen under benyttelsen af det opsamlede tagvand. Antallet af patogener i haven øges ikke væsentligt ved at benytte tagvand i haven i forhold til mængden af patogener, som i forvejen er i haven.

Risikoen ved f.eks. at opholde sig i haven når der ikke vandes og indtage grøntsager vandet med tagvand antages ikke at være forhøjet i forhold til andre haver, hvor tagvand ikke benyttes i haven.

Hovedkonklusioner

Campylobacter og protozoer kan måske udgøre en risiko

For de patogener hvor der er foretaget en kvantitativ beregning af risikoen er der angivet en risiko pr. år ved forskellige typer af anvendelser af tagvand. De nødvendige antagelser er tilstræbt neutrale eller konservative. De reelle risici formodes at være mindre end de beregnede.

Der er udført beregninger for fire typer af patogener:

- Opportunistiske patogener, repræsenterende *Aeromonas* spp og *Pseudomonas* spp
- *Legionella* spp.
- Protozoer, repræsenterende *Giardia* spp. og *Cryptosporidium* spp.
- *Campylobacter* spp.

Salmonella indgår ikke i beregningerne fordi litteraturstudiet påviste, at risikoen var meget lav, fordi *Salmonella* kun sjældent forekommer i opsamlet tagvand.

For to patogener, *Mycobacterium Avium*-komplekset og *Listeria*, har det ikke været muligt at foretage en kvantitativ beregning af risikoen. Disse vurderes dog ikke at udgøre en sundhedsmæssig risiko, der er større end de øvrige patogener.

Risikoen for infektion er meget lav for såvel *Legionella* som de opportunistiske patogener. De højeste risici er beregnet ved eksponering overfor *Campylobacter* og protozoer. De beregnede risici nærmer sig i nogle tilfælde den amerikanske miljøstyrelses grænseværdier for risiko for infektion i forbindelse med drikkevand, svarende til 1 ud af 10.000 eksponerede årligt. I særlige tilfælde kan risikoen være væsentligt højere, beregningsmæssigt så højt som 1 ud af 3 tilfælde pr år hvis børn under leg indtager væsentlige mængder vand med forhøjede koncentrationer af *Campylobacter*.

Risikoen kan mindskes ved kun at benytte vand der har henstået i minimum 10 dage, ved at fraseparere den første del af afstrømningen og ved at håndtere vandet så børn ikke kommer i kontakt med det.

Samlet må det vurderes at anvendelse af opsamlet regnvand i Danmark under uheldige omstændigheder, f.eks. i forbindelse med et ekstraordinært stort indtag hos børn og hos særligt følsomme befolkningsgrupper vil kunne medføre en mulig infektionsrisiko på grund af eksponering for patogene bakterier og parasitter.

Under almindelige omstændigheder må infektionsrisikoen ved anvendelse af tagvand i haver på baggrund af den nuværende viden anses for lille.

Projektresultater

Risikovurdering består af 4 trin

Risikovurderingen foregår i 4 trin:

1. Identifikation og beskrivelse af farer
2. Vurdering af eksponering
3. Analyse af dosis-respons

4. Beregning og vurdering af risiko

Hvert af disse trin beskrives nedenfor.

Identifikation af beskrivelse af farer.

Ved opbevaring og lokal håndtering af tagvandet kan beboere og andre udsættes for en ekstra risiko for eksponering i forhold til de smitstoffer og andre stoffer som potentielt findes i det afstrømmede tagvand. Mange af de uønskede stoffer er til stede i haven i forvejen, men ofte på utilgængelige steder og er synlige i form af f.eks. fugleklatte. Den lokale håndtering resulterer i ofte opblandede og dermed usynlige smitstoffer og giver samtidig en større eksponering for mennesker end hidtil. Den risiko der beregnes er sandsynligheden for at en konkret anvendelse vil medføre infektion.

Der er kun få undersøgelser af forekomsten af patogener og indikator-organismer i tagvand. Den største undersøgelse med flere hundrede prøver er foretaget i Tyskland og New Zealand, mens der i Danmark kun er udtaget meget få prøver. De få danske målinger viser generelt et meget højt indhold af patogener i forhold til de udenlandske undersøgelser.

Indholdet af indikator-organismer varierer meget i de undersøgelser der er foretaget. Der er derfor valgt at opstille en samlet fordeling af koncentrationerne for de valgte indikatorer, *E. coli*, enterokokker og fækale colibakterier. Den mikrobielle kvalitet af vandet lever ikke op til kravene til badevand. Indholdet af patogener vil i gennemsnit ligge på 0,1 - 1% af indholdet af indikator-organismer. Dette resultat kan dog ikke bruges på den enkelte beholder. Fravær af indikator-organismer kan derfor ikke benyttes til at afvise en risiko for infektion i en konkret beholder.

Vurdering af eksponering

Ud fra en vurdering af hvor tit der er behov for anvendelse af det opsamlede regnvand og hvor tit beholderen vil blive fyldt skønnes det, at en beholder almindeligvis vil blive benyttet 10 gange årligt med 95% konfidensgrænser på 2-18 gange.

Hver gang beholderen benyttes antages at én person vil blive eksponeret. Ved havevanding og bilvask vil den eksponerede person typisk være den person der udfører arbejdet, men ved eksponering overfor luftbårne patogener (*Legionella*) vil det være den person, der står i vindretningen, der eksponeres.

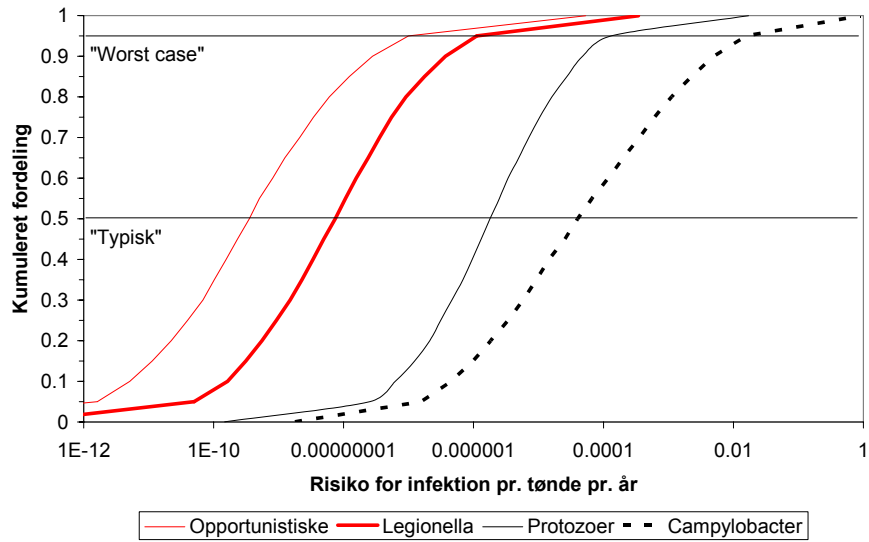
Analyse af dosis og respons.

Mennesker reagerer forskelligt på en given dosis af patogener. Nogle mennesker bliver let inficerede, f.eks. hvis de har svækket immunforsvar mens andre har svært ved at blive inficerede, f.eks. hvis de tidligere har dannet antistoffer overfor patogenet. For hvert af patogenerne er der taget udgangspunkt i de foreliggende få studier med frivillige raske voksne forsøgspersoner. Forsøgsresultaterne er ekstrapoleret til det bedst mulige skøn over forholdet mellem dosis og respons i den danske befolkning.

Beregning og vurdering af risiko.

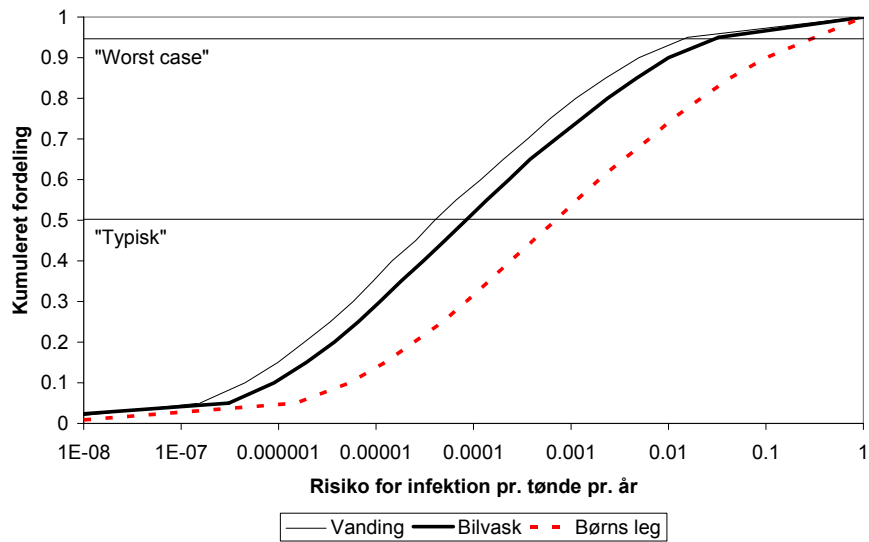
Der er en væsentlig usikkerhed på alle de beskrevne processer. Derfor vil resultatet også være behæftet med usikkerhed. På figur 0.1 er vist den beregnede risiko pr. år ved havevanding. Jo mindre tal, jo mindre risiko. Det ses, at den højeste risiko udgøres af *Campylobacter*, hvor der i worst-case situationen beregnes en risiko på omkring 2% pr år. Worst case situationen er et sammenfald af uheldige omstændigheder mht. indhold af patogener i beholderen, stort indtag og en følsom person. Den typiske risiko er den risiko, som man vil have hvis der er et

typisk indhold i beholdere, indtaget er typisk og personen skal indtage en typisk mængde patogener for at blive inficeret.



Figur 0.1. Simuleret fordelingsfunktion for den årlige risiko for infektion ved de fire typer af patogener ved vanding i haven. Kurven for *Legionella* angiver et øvre bånd, mens den faktiske risiko menes at være 100-1000 gange lavere. Bemærk at X-aksen er logaritmisk.

På figur 0.2 er de forskellige scenarier sammenlignet for *Cryptosporidium*. Den største risiko opstår i forbindelse med børns leg i haven, fordi indtaget i denne situation er væsentligt større end i de øvrige scenarier.



Figur 0.2. Sammenligning af risiko for infektion pr. år pr. beholder for *Cryptosporidium* for de forskellige anvendelser. Det ses, at risikoen er væsentligt større ved børns leg end ved de øvrige anvendelser fordi indtaget af vand er væsentligt større.

Summary and conclusions

Stormwater collected from roofs is often used for watering of gardens and for similar purposes in Danish households. This might cause infections as the microbiological quality if the water is poor, below the requirements set for bathing waters. However, the risk of being infected by *Legionella* and opportunistic pathogens is very small. *Campylobacter* and protozoa involves a higher risk. If children, while playing, accidentally drink the water there may be a risk of infection.

Background and objectives

The interest in reducing water consumption is increasing, e.g. by reuse of different kinds of wastewater. Stormwater collected from roofs is relatively unpolluted and can under certain conditions be reused. However, stormwater run-off has a completely different composition than stormwater itself, therefore it is necessary in every single case to evaluate whether the different forms of reuse pose health risks.

The project is based on selected pathogenic micro organisms and indicator bacteria and on other micro organisms which are likely to pose a health risk.

The objective of the project is to evaluate the health risk connected with reuse of run-off from the roof for different purposes. In this case, health risks cover risks related to human handling of roof run-off for different purposes. The project includes reuse for outdoor purposes in single-family house gardens.

The Study

The study was accomplished as a risk assessment. The risk assessment focussed on typical reuse of roof run-off: watering gardens, car wash and children playing outdoor. The use and the resulting effect on human beings are described mathematically. Thus, a possible risk can be calculated as the rate of infections, e.g. one out of n children are infected when playing with roof run-off in the garden. At the same time this enables comparison with other forms of reuse and with other risks. To the extent possible the assessments are based on typical Danish conditions.

The major part of the study consists of a) collection and verification of micro organisms which can be found in stormwater run-off from roofs; and b) concentrations, frequency and volumes of ingestion of roof run-off by human beings and the related risks.

The risk assessment calculates the risks when using the storm water. The total number of pathogens in the garden is not significantly increased by use of the storm water. The risk of infection when staying in the garden and eating vegetables grown in the garden is therefore not greater in gardens where storm water is used than in other gardens.

Main Conclusions

For pathogens for which quantitative calculations are possible the risk per year is stated for different kinds of reuse. The study aims at keeping the necessary assumptions neutral and conservative. The actual risks are expected to be lower than calculated.

Calculations have been made for four types of pathogens:

- Opportunistic pathogens, corresponding to *Aeromonas* spp and *Pseudomonas* spp
- *Legionella* spp.
- Protozoan, corresponding to *Giardia* spp. and *Cryptosporidium* spp.
- *Campylobacter* spp.

Salmonella is not included in the study, as literary studies demonstrated a low risk, since *Salmonella* rarely occurs in roof run-off.

For the two pathogens *Mycobacterium Avium*-complex and *Listeria*, it has not been possible to make a quantitative calculation of the risk. However, these pathogens are estimated not to involve a higher health risk than the other pathogens.

The risk of infection is very low for *Legionella* as well as the opportunistic pathogens. The highest risks were calculated at exposure of *Campylobacter* and protozoan. In some instances, the calculated risks are close to the US EPA limit values for risk of infection of potable water corresponding to one out of 10,000 exposed human beings each year. Under special circumstances, the risk can be considerably higher; up to one out of three instances per year, can be demonstrated if children ingest considerable volumes of water with high *Campylobacter* concentration.

The risk can be reduced by using only water which has been stored for a minimum of 10 days; by separating the first part of the run-off; and by handling the water so that it does not come into contact with children.

As a whole it is assessed that reuse of stormwater in Denmark may under adverse circumstances, e.g. ingestion of exceptionally large volumes by children and other particularly sensitive humans, present a risk of infection due to exposure of pathogenic bacteria and parasites.

Under ordinary conditions the risk of infection in connection with reuse of roof run-off in gardens is considered small.

Project Results

Risk assessment is accomplished in four steps:

1. Hazardous identification
2. Assessment of exposure
3. Analysis of dose response
4. Calculation and assessment of risks

Each step is described below.

Hazardous identification.

If run-off is stored and handled locally, there may be an extraordinary risk of exposure in relation to infectious matters and other potential parameters in the

roof run-off. Many of the undesirable substances are found in gardens already, but are often inaccessible, e.g. in the form of bird droppings. Local handling often results in diluted and thus invisible pathogens and also a higher risk of exposure of human beings than before. The calculated risk is the probability that a specific use entails infection.

Only few studies have been reported on the occurrence of pathogens and indicator organisms in roof run-off. The most comprehensive study, which includes several hundred samples, was made in Germany and New Zealand, while only very few samples were taken in Denmark. The few samples taken in Denmark generally show a high concentration of pathogens compared to foreign studies.

The content of indicator organisms varies considerably in the available studies. Therefore a total distribution of concentrations was applied for the selected indicators, *E. coli*, enterococci and faecal coli bacteria. The microbial quality of the water does not meet the requirements for bathing water. The average pathogen content will be 0.1-1% of the content of indicator organisms. This result does, however, not apply to the individual tank. Absence of indicator organisms cannot be used to disclaim a risk of infection in a specific tank.

Assessment of exposure

Based on an estimation of the demand for use of the collected stormwater and on the frequency of filling the tank, it is assumed that an ordinary tank will be used 10 times a year with confidence limits of 2-18 times.

It is assumed that every time the tank is emptied one person will be exposed. As for watering and car washing, the exposed person will typically be the person doing the job, whereas exposure of airborne pathogens (*Legionella*) affects the person standing in the direction of the wind.

Analysis of dose response.

Human beings react differently to certain doses of pathogens. Some human beings are easily infected, e.g. if they are immunocompromised, whereas others are hard to infect, e.g. if they have previously been exposed to the illness. Consideration of each pathogen was based on the few studies accomplished with healthy, adult test persons. The test results were extrapolated to the best possible estimate of the relation between dose and response in the Danish population.

Calculation and assessment of risks.

All processes described involve a considerable uncertainty. Thus, the results will also involve a certain uncertainty. Figure 0.3 shows the calculated annual risk for watering of gardens. Low numbers means low risk. *Campylobacter* make up the highest risk with a calculated risk in the worst-case situation of approximately 2% each year. The worst case situation is a mixture of adverse circumstances as regards pathogens in the tank, large ingestion and sensitive persons. The typical risk is defined as typical content volume in the tank, typical ingestion and a person ingesting a typical amount of pathogens in order to be infected.

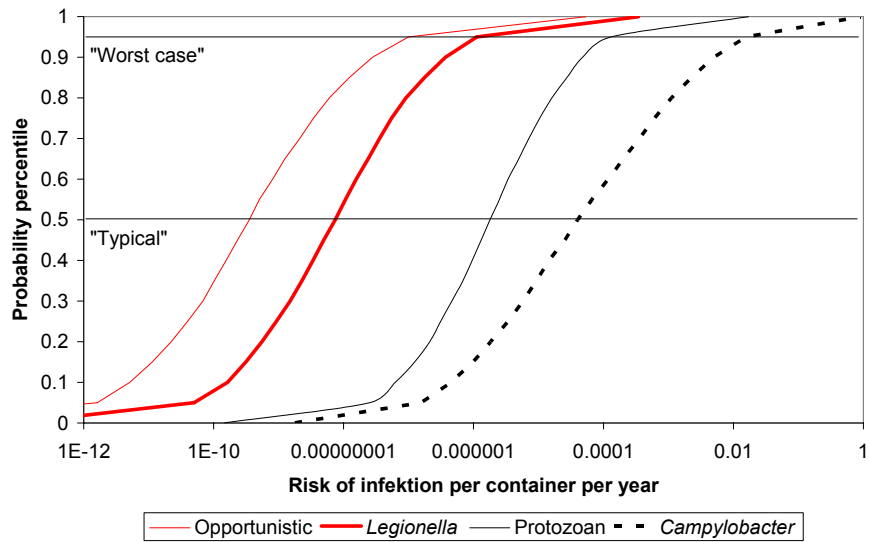


Figure 0.3. Calculated distribution of annual risk of infection for four types of pathogens when using run-off for watering. The *Legionella* curve indicates an upper limit, whereas the actual risk is believed to be 100-1000 times lower. Note that the X-axis is log-transformed.

In figure 0.4 the different scenarios are compared using *Campylobacter* as example. The largest risk occurs when children playing in the garden accidentally ingest the water as the ingestion in this situation is considerably higher than for the other scenarios.

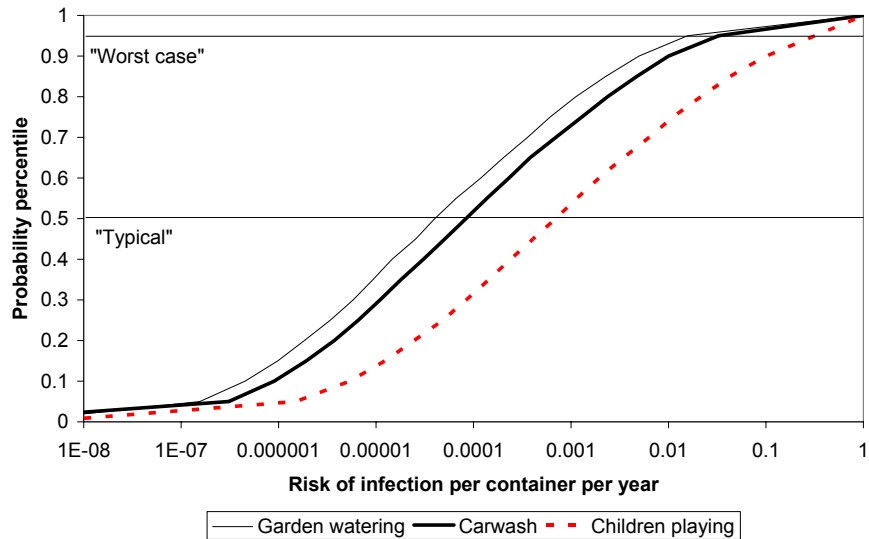


Figure 0.4. Comparison of risk of infection per year per tank for *Cryptosporidium* at different applications of the run-off. The figure shows that the risk is considerably higher for children playing in the garden than for other applications, as the ingestion of water is considerably higher. Note that the X-axis is log-transformed.

1 Indledning

Der er en stigende interesse for at reducere vandforbruget fra offentlige og private vandværker, særligt i områder hvor vandforbruget overstiger den naturlige grundvandsproduktion. De stigende priser på drikkevand har medført, at der også er privatøkonomiske incitamenter til i stedet at benytte opsamlet tagvand til f.eks. vanding af haver. Der er i befolkningen ikke opmærksomhed på, at brugen af tagvand i haver kan være problematisk på grund af indholdet af mikroorganismer og kemiske stoffer under afstrømning fra tage, tagrender og beholderen. I denne rapport fokuseres primært på en beskrivelse af mikroorganismerne, mens de kemiske stoffer kort omtales.

Hvorvidt de mikrobielle risici ved at benytte tagvand er acceptable kan afgøres ved hjælp af en kvantitativ mikrobiologisk risikovurdering. Sådanne risikovurderinger er en entydig og veldefineret metode til at vurdere hvorvidt nogle ændringer i adfærd er vigtigere end andre. De metoder der benyttes i nærværende rapport er i overensstemmelse med WHO's arbejdsmetoder.

Ved risikovurderingerne fokuseres på de anvendelser, som det vurderes at opsamlet tagvand typisk benyttes til: havevanding, bilvask og børns leg med vand i haven. Anvendelserne og den deraf følgende effekt på mennesker beskrives matematisk således at det er muligt at beregne en sandsynlig risiko som en rate af infektioner, f.eks. at 1 ud af n børn bliver inficerede når de leger med opsamlet tagvand i haven. Det muliggør også sammenligninger med andre anvendelser og andre risici. Der er i videst muligt omfang taget udgangspunkt i typiske danske forhold.

Der er i de senere år foretaget en del risikovurderinger af forskellige anvendelser af spildevand som et nødvendigt baggrundsmateriale som led i en revurdering af byernes vand- og stofcyklus. Ønsket er at øge genanvendelsen af vand og næringssalte, men uden at øge antallet af sygdomstilfælde uacceptabelt. Derfor er der et pres på at undersøge alternative anvendelser af spildevandsprodukter fra byområder og for hver af disse alternative anvendelser kan en konkret risikovurdering forbedre beslutningsgrundlaget.

Risikovurderingen er kun en del af den samlede vurdering af, hvorvidt en metode til håndtering af vand- og stofstrømme i byer er hensigtsmæssig. I denne vurdering indgår også hvad konsekvenserne er af ikke at foretage et skift mod mere økologiske levemåder, hvorvidt det er muligt at etablere regler der i praksis ikke medfører unødvendigt høje risici. Endvidere giver risikovurderingen mulighed for, gennem forskellige scenarier, at foreslå alternative håndteringer og anvendelser som medfører acceptable risici.

2 Risikovurdering som værktøj

2.1 Formål med risikovurdering

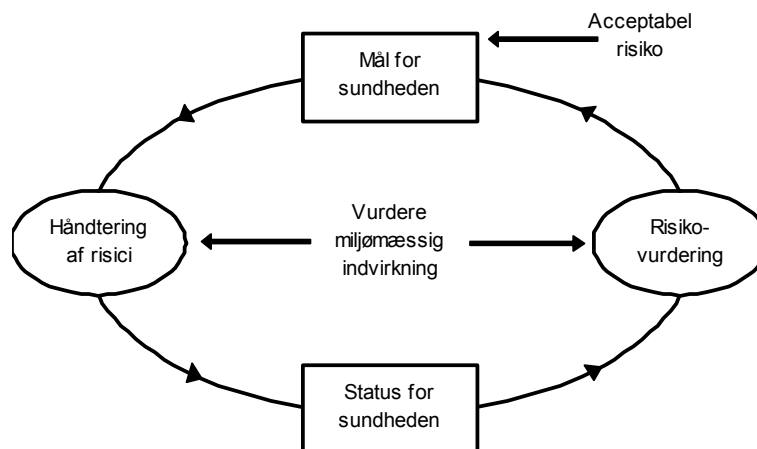
Risikovurderinger er en systematisk metode til bedømmelse af forskellige faktorer relative betydning ved bestemte risici og sigter mod at give et teoretisk baseret beslutningsgrundlag. Ud fra den givne systembeskrivelse giver risikovurderingen et billede af hvor tit bestemte hændelser kan ske. Herefter kan de pågældende risici håndteres på en hensigtsmæssig måde, i form af accept af risikoen eller ved at ændre i systemet så risikoen bliver så lav at den kan accepteres.

2.2 Brug af resultater fra en risikovurdering

Det er vigtigt at bemærke, at en risikovurdering er en beregning med en model, der giver det bedst mulige svar på det man spørger om ud fra det aktuelle vidensniveau. Det er også væsentligt at bemærke der kan være en væsentlig usikkerhed på såvel input parametre som modellen af hvorledes processerne forløber. Antagelserne og scenarierne er dermed vigtige for, hvorvidt der beregnes en høj, acceptabel eller lav risiko.

Den anden vigtige kommentar til brugen af risikovurderinger er, at teoretisk set er risikovurderingen et skridt i en iterativ cyklisk proces, se figur 2.1. Da alle tilstande er dynamiske er det en cyklus, der ikke kan afsluttes helt.

Risikovurderingen er den kvalitative og/eller kvantitative vurdering af de forskellige risici i samfundet. Når resultatet af risikovurderingen foreligger, kan det sammenlignes med de mål for sundheden som foreligger, hvorefter de risici der er påpeget må håndteres som led i risikohåndteringen. Denne medfører derefter en ny sundhedstilstand i befolkningen gennem et ændret risikobillede, hvorefter en opdatering af risikovurderingen kan være aktuel.



Figur 2.1 Cyklus til vurdering og håndtering af sundhedsrisici. Optegnet på baggrund af Fewtrell og Bartram (2001)

2.3 Metode for risikovurdering

Risikovurdering anvendes indenfor mange forskellige fagfelter som f.eks. olie-gasindustrien, transport sektoren, energisektoren, levnedsmiddelindustrien mv. Beregningsmetoderne og resultaterne er stort set ens, men der er ikke enighed om terminologien. I nærværende rapport benyttes terminologien fra WHO's redegørelser om kvantitative risikovurderinger (Fewtrell og Bartram, 2001). Denne terminologi er ikke i overensstemmelse med FAO/WHO's guidelines for tilsvarende analyser af fødevarerhygiejne (Codex Alimentarius Commission, 1999). Der benyttes dog de samme input og beregningsmetoder.

En risikovurdering består af følgende fire delelementer:

1. Identifikation og beskrivelse af farer
2. Vurdering af eksponering
3. Analyse af dosis-respons
4. Beregning og vurdering af risiko.

Nedenfor beskrives de enkelte delelementer kort og i de følgende kapitler uddybes og operationaliseres beskrivelsen.

2.3.1 Identifikation og beskrivelse af farer

Grundlaget for den aktuelle risikovurdering er lokal anvendelse af afstrømmet tagvand. Det afstrømmede tagvand har en grundlæggende anderledes sammensætning end regnvand og er da også lovgivningsmæssigt defineret som spildevand. Det afstrømmede vand har vasket tagoverfladerne og derved transporteret urenheder ned i beholderen. Urenhederne kan være smitstoffer fra f.eks. fugleklatter og tungmetaller fra tagarealer og tagrender. I Ledin *et al* (2003) er angivet en oversigt over de stoffer, som er målt eller påvist at blive frigivet til afstrømmet vand fra små befæstede overflader, det vil sige tage, indkørsler, parkeringspladser mv. Det drejer sig om i alt 855 parametre, heraf 33 mikrobielle.

Ved opbevaring og lokal håndtering af tagvandet kan beboere og andre udsættes for en ekstra risiko for eksponering i forhold til de smitstoffer og andre stoffer som potentielt findes i det afstrømmede tagvand. Mange af de uønskede stoffer er til stede i haven i forvejen, men ofte på utilgængelige steder og er synlige i form af f.eks. fugleklatter. Den lokale håndtering resulterer i ofte opblandede og dermed usynlige smitstoffer og giver samtidig en større eksponering for mennesker end hidtil. For nogle smitstoffers vedkommende er der risiko for, at opbevaringen i en beholder giver vækst af de pågældende smitstoffer. Vækst kan forekomme for bakterier, men ikke for vira og parasitter.

Beskrivelse af de udvalgte patogener er givet i kapitel 4, mens de kemiske stoffer er diskuteret i kapitel 5.

2.3.2 Vurdering af eksponering

Hele arbejdsgangen i forbindelse med håndtering og brug af tagvand samt human eksponering vurderes og beskrives. Beskrivelsen udmunder i en fordeling af den forventede mængde patogener der indtages per gang tagvandet håndteres, såvel oralt som respiratorisk. Endvidere foretages der en vurdering af, hvor ofte aktiviteten foregår per have.

Beskrivelse af human eksponering samt kvantificering gives i kapitel 6

2.3.3 Analyse af dosis-respons for udvalgte patogener

For hvert patogen behøves en beskrivelse af, hvor stor indtaget af patogenet skal være før personen inficeres. Dosis-respons kurven varierer for forskellige personer og befolkningsgrupper. I analysen benyttes gennemsnitlige dosis-respons kurver for scenarier med vandringsformål og bilvask, mens der ved børns leg er forsøgt at estimere en dosis-respons kurve for denne mere modtagelige gruppe.

Beskrivelse/redegørelse for dosis-respons af de udvalgte patogener er givet i kapitel 7.

2.3.4 Beregning og vurdering af risiko

På baggrund af konkrete tal for hver proces udregnes herefter den konkrete risiko for at blive påvirket. Beregningen foretages for flere scenarier med forskellige forudsætninger og vil belyse, hvilke trin i processen, der er de mest kritiske i forhold til smitte-risici.

Opstilling af risikomodel samt risikovurdering er givet i kapitel 8

2.3.5 Sundhedsmæssig vurdering

På baggrund af risikovurderingen i kapitel 8 gives en sundhedsmæssig vurdering hvor de fundne resultater sættes i perspektiv. Perspektivet går primært på at vurdere risici ved de foreslåede anvendelser af opsamlet tagvand og i mindre grad på en sammenligning med andre risici i forbindelse med brug af restprodukter ved spildevandsbehandling.

Den sundhedsmæssige vurdering er i kapitel 9.

3 Systembeskrivelse

3.1 Principbeskrivelse for fyldning og tømning af regnvandsbeholder

Risikovurderingen omhandler brug af afstrømmet tagvand opsamlet i en beholder i en parcelhushave. Vandet udnyttes som en ressource udenfor huset til bilvask, vanding af afgrøder og prydplanter samt leg i haven. Et eksempel på hvordan systemet kan etableres er vist på figur 3.1. Det bemærkes, at sådanne anvendelser er ret udbredte på trods af, at sådanne anvendelser i dag ikke er tilladte med mindre der er givet dispensation af de kommunale myndigheder.



Figur 3.1 Eksempel på system til opsamling af tagvand. Vandet i glasset vist til højre er en prøve på indholdet i den gennemsigtige beholder. Foto: COWI (Karsten Arnbjerg).

3.2 Definition af uønskede hændelser

Nærværende risikovurdering fokuserer alene på sundhedspåvirkning af mennesker. Øvrige påvirkninger af mennesker, dyr og omgivelser analyseres ikke og det er heller ikke alle påvirkninger af mennesker der analyseres, f.eks. risikoen for at udvikle allergi ved hyppig eksponering. Påvirkning defineres her som en af følgende hændelser som følge af forekomsten af organismer og kemiske stoffer i tagvand:

- Infektion. Det er i den forbindelse ikke nødvendigt, at personen udvikler symptomer på sygdom.
- Indtagelse af en mængde miljøfremmede stoffer, svarende til en overskridelse af anbefalet dagligt indtag eller tilsvarende værdier.

Rapporten fokuserer på infektion som kan give akutte symptomer og inddrager ikke langsigtede bivirkninger. Infektion omfatter også bærerskab af patogenet, hvilket der er taget hensyn til i opbygning af modellen. Vurderingen af de miljøfremmede stoffer består i en kortfattet analyse, hvor forekomster af stoffer i tagvand vurderes og sammenholdes med krav til drikkevand og andre anvendelser af vand i parcelhushaver.

3.3 Valg af scenarier

Ved valg af scenarier er der fokuseret på typiske anvendelser af afstrømmet tagvand udenfor boliger, idet anvendelse indenfor boliger er analyseret i tidligere projekter under Aktionsplan for økologisk byfornyelse og spildevandsrensning (Adeler og Harremoës, 2000; Janning *et al*, 2001, Smith *et al*, 2001). I projektet undersøges følgende forskellige måder at anvende vandet på:

1. Anvendelse af opsamlet tagvand til vanding af afgrøder, prydplanter og græsplæner.
2. Anvendelse af opsamlet tagvand til bilvask.
3. Anvendelse af opsamlet tagvand til børns leg i privat havebrug, herunder indtagelse af "kaffe" m.v.

3.4 Procesbeskrivelse

Princippet i at anvende tagvand til udendørs formål er relativt simpelt. Vandet strømmer af taget via tagrenden. I faldstammen fra tagrenden er der etableret en anordning, der som udgangspunkt leder vandet over i en opsamlingsbeholder i stedet for til afløbssystemet. Anordningen indeholder også et overløb, der træder i funktion når opsamlingsbeholderen er fyldt.

I aride områder, herunder Centralamerika og Asien, hvor sådanne opsamlinger er meget udbredte er der generelt etableret anordninger, der frakobler opsamlingen i begyndelsen af afstrømningen, så kun det rene vand opsamles. Det sker ikke i Danmark, hvor det antages at vandet kun anvendes til de ovenfor nævnte aktiviteter. Derfor er det generelt den mest forurenende del af afstrømningen der opsamles i Danmark.

Anordningen monteres i foråret og afmonteres i efteråret, så beholderen er tom i de måneder, hvor der ikke er brug for vandet og hvor der er risiko for frost. Beholderen vil derfor indeholde vand i perioden april - oktober hvert år.

Hanen til tømning af beholderen sidder lidt over bunden for at forhindre bundfald, blade, sand mv. i at løbe med ud. Der vil derfor i hele den aktive periode være vand i beholderen. Hvor meget vand vil variere afhængigt af regn og forbrug. Nogle gange vil beholderen være næsten tom, mens den til andre tidspunkter er helt fyldt. Opholdstiden i beholderen vil derfor variere i løbet af sæsonen, dels tilfældigt og dels som funktion af temperatur og forbrugsmønster.

Tømningen af beholder vil foregå forskelligt, dels afhængigt af systemet og dels afhængigt af formålet. Til bilvask og vanding vil der i mange tilfælde være monteret en pumpe, således at udbringningen sker med slange og under tryk. I andre tilfælde vil tømningen ske manuelt ved at hente vand fra beholderen med vandkande eller legeredskaber.

3.5 Antagelser

Der er en række antagelser, der er gjort a priori og som er væsentlige for beregningsmetoden der er anvendt. Disse væsentlige antagelser er angivet i de følgende tre afsnit. De øvrige antagelser og deres betydning for resultatet diskuteres i perspektiveringen af resultaterne.

3.5.1 Deponering på taget i forhold til haven generelt

I parcelhusområder er andelen af tagarealet i forhold til det totale areal på parcellen typisk på 15-20% med en maksimal andel på skønsmæssigt 50%. Endvidere opsamles og anvendes typisk kun en mindre del af det vand, der falder på taget på grund af en begrænset opsamlingskapacitet. Ud fra Albrechtsen *et al* (1998) skønnes det, at ca. 2-25% af det afstrømmede tagvand opsamles. For de stoffer der deponeres jævnt over hele parcellen skønnes belastningen kun at ville blive øget med gennemsnitligt 5-10 % med ydre grænser på 2-50 %. For mikroorganismer vil den ekstra tilførsel afhænge af de vigtigste bærere og generelt vil det samlede patogene tryk være lavere end i haven fordi f.eks. kattedyr ikke defækerer på tage.

3.5.2 Materialer til opsamling og transport og opbevaring af afstrømet tagvand

Brug af forskellige materialer til tag, nedløbsrør og opsamlingsbeholder kan have væsentlig betydning for forekomsten af kemiske stoffer. Det vurderes dog ikke, at materialevalget har indflydelse på forekomsten af patogener.

Som cases er antaget, at regnvandsbeholderen består af (en eller flere) tønder af mørk plast på 200 l, hvilket er den dominerende tønde i Danmark, se figur 3.1.

3.5.3 Personer der påvirkes af brug af tagvandet

Familier med udnyttelse af afstrømet tagvand omfatter alle typer af aldersgrupper. Der beregnes derfor infektioner som gennemsnit af befolkningssammensætningen i Danmark. Dosis-respons kurven er så vidt muligt justeret, så den kvalitativt passer både med danske forhold og den fundne litteratur.

4 Humanpatogene mikroorganismer i beholdere med afstrømmet tagvand

4.1 Relevante patogener for tagvand i Danmark

4.1.1 Indledning

Luften omkring os kan indeholde små varierende mængder af støv- eller aerosolbårne mikroorganismer afhængig af geografi, vind- og vejrforhold samt årstid. Der findes kun begrænset viden om konkrete niveauer, men fra en række undersøgelser bl.a. af aerosolspredning af patogener vides at aerosoler med patogener kan transporteres over betydelige afstande med vinden (f.eks. Andersen og Hald, 2001).

Det må dog antages at de største tilførsler af mikroorganismer til opsamlet regnvand fra tage stammer fra forurening af vandet på selve taget og vækst og yderligere forurening i rørsystemer og opsamlingsstanke.

Udsættelse for potentielt sygdomsfremkaldende såkaldt patogene mikroorganismer optræder hovedsagligt i forbindelse med fækale forureninger fra fugle og mindre sandsynligt katte, gnavere og mår, der har været i kontakt med opsamlingsoverfladerne, dvs. tage og tagrender. Disse såkaldte zoonotiske mikroorganismer kan overføres fra dyr til mennesker og forårsage infektionssygdomme (zoonoser). Gruppen omfatter en lang række mikroorganismer som f.eks. bakterierne *Campylobacter*, *Salmonella* og den parasitære protozo *Cryptosporidium*. Mange fuglearter er dog bærere af andre typer af organismerne og det har i litteraturen ofte ikke været skelnet mellem de forskellige typer.

De patogene bakterier har oftest en begrænset overlevelsestid på tagflader afhængigt af vejrlig. Det gælder faktorer som UV-indstråling, at temperaturen her kan være højere lokalt og at der er mulighed for udtørring, som alle kan medføre kortere overlevelse af tilførte mikroorganismer.

I regnvandstanke er fundet overlevelsestider på mindre end 5-10 dage afhængig af bakterieart, temperatur og næringsstoffer (Krampitz og Holländer, 1998). Under gunstige betingelser, herunder temperaturer omkring 30 – 38 °C, fugtigt miljø, tilstedeværelse af passende overflader, skygge og næringssubstrater kan der dog forekomme længerevarende overlevelse og endog vækst af patogene bakterier. Vira og parasitter kan overleve i længere tid.

Det skal understreges at ikke alle de arter af patogenerne som kan findes hos dyr er sygdomsfremkaldende hos mennesker. De ikke patogene og de humanpatogene kan være vanskelige eller umulige at skelne fra hinanden ved simple undersøgelsestekniker som mikroskopi, og det er ofte usikkert hvilke arter det drejer sig om i de publicerede undersøgelser.

De fugle der især er interessante i forbindelse med forurening af tage er krager, måger, skader, duer, drosler, mens insektædende småfugle kun spiller en mindre rolle.

Der findes desuden en række mikroorganismer, der forekommer naturligt i miljøet, men som under visse omstændigheder kan medføre infektion hos mennesker, især hos personer med svækket immunforsvar. Sådanne mikroorganismerne betegnes som opportunistiske patogener. Typiske eksempler er *Pseudomonas*, *Aeromonas* og *Legionella*. Opsamling og anvendelse af regnvand kan forøge risikoen for infektion med disse organismer, da der kan forekomme en væsentlig opformering under opbevaringen i regnvandstanken. Derfor er disse tre bakterier også diskuteret nedenfor.

Endelig kan andre mikroorganismer have indirekte betydning ved at medvirke til at fremme vækstbetingelser for patogener eller opportunistiske mikroorganismer. Det gælder f.eks. alger, jernoxiderende bakterier og svampe. Vira er derimod typisk værtsspecifikke. Der er de senere år rapporteret om udbrud blandt mennesker med zoonotiske vira, men der er ikke sikre oplysninger om fækal-oral smitte. Derfor er vira fra det fækale materiale fra tage anset for ikke humanpatogent i denne rapport. I den indledende screening er der taget udgangspunkt i forekomster af patogener i et nyligt litteraturstudiet af Ledin *et al* (2003), hvorefter der er foretaget en yderligere litteratursøgning for de udvalgte patogener.

4.1.2 Mikroorganismer som kan tænkes at findes i opsamlet regnvand fra tage

I det følgende gennemgås de mikroorganismer som på baggrund af litteraturen især må mistænkes for at kunne udgøre et sundhedsproblem ved anvendelsen af opsamlet tagvand. De relevante bakterier er udvalgt ud fra især følgende kriterier:

- Patogenets farlighed og forventede hyppighed
- Alle relevante typer af patogener skal om muligt være beskrevet (overlevelsessevne, levevis, detektionsmetoder mv.)
- Tilgængelig information om patogenet
- Forholdet mellem dosis og risikoen for infektion

Der findes kun få undersøgelser af forekomsten af mikroorganismerne i opsamlet regnvand. Ud over de nedenfor nævnte kan tænkes en række andre mikroorganismer. Det gælder f.eks. bakterier som *Helicobacter*, *Actinobacter*, *Yersinia*, *Klebsiella* og *Flavobakterium*-arter, *Xanthomonas maltophilia* og *Clostridium*-bakterier. Det gælder for de ovennævnte bakterier, at de har karakteristika, der er dækket ind ved de nedenfor nævnte patogener.

Parasitter såsom patogener amøber, *Toxoplasma* og indvoldsorm er ligeledes ikke medtaget da der ikke findes data for deres forekomst og sandsynligheden for tilstedeværelse i tagvand er meget lille.

4.1.2.1 Bakterier

Aeromonas hydrophila.

Aeromonas kan forekomme i jord, ved nedbrydning af vækstmateriale og i akvatiske miljøer (overfladevand), hvor bakterien er i stand til at overleve og vokse. *Aeromonas* kan indgå i den naturlige tarmflora hos 1 – 5 % af befolkningen uden at give symptomer. Visse stammer kan dog producere et kraftigt enterotoxin. Bakterien smitter ved oral indtagelse og forårsager da diarré (typisk turistdiarré). Den kan også give anledning til sårinfektioner, især hos immunsvækkede, hvor den også kan fremkalde blodforgiftning. Ud over *Aeromonas hydrophila* findes andre *Aeromonas*-arter som er sat i forbindelse med sygdom. Bakterien forekommer relativt ofte i regnvandsanlæg og medtages derfor i risikovurderingerne selv om infektionsdosis er høj.

Campylobacter.

Campylobacter findes over hele verden hos fugle og pattedyr, inklusive mennesker, men er især adapteret til fugles tarme hvorfra de kan spredes med afføring. De kan også findes i naturen i vand som er forurenede af jord. *Campylobacter* smitter ved oral indtagelse. *Campylobacter* kan kolonisere tarmslimhinden og forårsage blodige pusholdige diarréer, ledsaget af smerter og feber. Der er indberettet 4616 tilfælde i 2001 og antallet er stigende. *Campylobacter* er fundet i enkelte prøver af tagvand og har en lav dosis-respons kurve. *Campylobacter* medtages derfor i risikovurderingen.

E.coli:

Escherichia coli findes udbredt i tarmen hos mennesker og dyr, inklusive fugle, men ikke fritlevende i naturen. Nogle *E. coli*-stammer kan dog overleve og gro i vandigt miljø ved temperaturer i intervallet 29 – 38 °C i forbindelse med algevækst (Olson og Nagy, 1984). Der findes mange stammer med forskellig geografisk udbredelse, hvoraf nogle danner toksiner. *E. coli* kan være sygdomsfremkaldende, hvis den danner bestemte toksiner, kommer uden for tarmen eller hvis forsvarsmekanismerne hos mennesker svækkes. *E. coli* smitter ved oral indtagelse og kan afhængig af stamme give anledning til diare, f.eks. turistdiareer og spædbarnsdiareer i udviklingslande. Den verotoksinproducerende *coli*, VTEC, er den vigtigste zoonotiske *E. coli* i Danmark og kan give anledning til blodige diarréer og svær nyrepåvirkning. Der blev registreret 92 tilfælde af VTEC i 2001 i Danmark. *E. coli* medtages i beregningerne som indikator for tilstedeværelse af fækal materiale, mens VTEC ikke indgår i risikovurderingen.

Legionella pneumophila:

Legionella lever i vand i naturen og ofte intracellulært i amøber. *Legionella* kan vokse og give anledning til biofilm i køle- og befugtningsanlæg og er almindeligt forekommende i varmtvandsystemer. *Legionella pneumophila* er den hyppigst fundne legionellaart ved humane infektioner, specielt serotype 1, men også andre legionellaarter kan være patogener. Bakterien smitter mennesker ved indånding af aerosoler indeholdende bakterien. Infektion kan medføre meget svær lungebetændelse, blodforgiftning og udbredt organpåvirkning med stor dødelighed. En mindre alvorlig manifestation er såkaldt Pontiac feber, som er influenza-lignende symptomer. *Legionella* er kun fundet i få prøver af tagvand men er medtaget i risikovurderingen på grund af de alvorlige sygdomsforløb.

Leptospira:

Leptospira findes især hos gnavnere som rotter, men også hund, kat og kvæg. Dyrene kan være bærere af organismen og udsondre den hele deres liv gennem urin. Bakterien kan overleve i måneder i stillestående vand og fugtig jord. Mennesker kan smittes ved via sår i huden, øjenslimhinder eller ved oral indtagelse. Symptomerne kan variere fra influenzalignende symptomer til alvorlig sygdom med organsvigt og død. Bakterien medtages ikke i risikoberegningerne på grund af den lille sandsynlighed for at bærere vil defækere på tagarealer.

Listeria:

Listeria monocytogenes forekommer udbredt i naturen i vand og jord og kan formere sig indenfor et bredt temperaturinterval (3 – 45 °C). *Listeria monocytogenes* kan overleve i længere perioder i bl.a. spildevand og slam og har kunnet isoleres fra planter og grøntsager på slambehandlet jord.

Den findes i tarmkanalen hos mange dyr, inklusive fugle og hos 5-10 % af mennesker og er ofte harmløs. Den smitter ved oral indtagelse og kan være sygdomsfremkaldende både hos dyr (f.eks. monocytose hos gnavnere og yverbetændelse hos køer, hvorved mælken kan være kontamineret) og mennesker (f.eks. ved indtagelse af kontamineret ost), hvor den kan give blodforgiftning og

meningitis. Hos gravide kan *Listeria* give anledning til fosterdød eller blodforgiftning hos barnet umiddelbart efter fødslen. Antallet af tilfælde var i 2001 rapporteret til 38. Der er ikke fundet afrapporteringer af undersøgelser af forekomster af *Listeria* i opsamlet tagvand, hvorfor det ikke er muligt at inddrage bakterien i risikovurderingen.

Mycobacterium - MAI-komplekset:

MAI-komplekset er en samlebetegnelse for bakterierne *M. avium* (fugletuberculose) og *M. intracellulare*. MAI findes i vand, jord og inficerede dyr, herunder fugle overalt i verden (Inderlied *et al.*, 1993, Bermudez *et al.*, 2000). MAI er opportunistiske patogener og kan smitte ved indånding af aerosoler. I de senere år har der været et stigende antal tilfælde af infektioner, herunder lungebetændelse og blodforgiftning, forårsaget af MAI hos personer med svækket immunforsvar, primært AIDS patienter, hvor den er en af de mest almindeligt forekommende infektioner.

Mycobacterium paratuberculosis tilhører også *Mycobacterium avium*-gruppen (men ikke MAI) og kan overleve overordentlig længe. *Mycobacterium paratuberculosis* kan fremkalde Johnes disease hos kvæg og er mistænkt for at være årsag til Chrons sygdom hos mennesker. Der er kun foretaget en enkelt undersøgelse af forekomsten af MAI med få målinger, hvorfor komplekset ikke indgår i risikomodellen.

Pseudomonas aeruginosa:

Pseudomonas aeruginosa er en opportunistisk patogen, der er meget udbredt i vand og jord, ofte som en del af en biofilm fasthæftet til overflader. Den kan således findes i grøntsager, i overfladevand og i afføring hos mange dyr og hos omkring 10 % af befolkningen. Bakterien kan vokse i stillestående vand og på overflader. De fleste typer er ikke patogener, men en lille procentdel af de *Pseudomonas*-typer, der findes i miljøet kan være særdeles patogener hos mennesker med nedsat modstandskraft (Hardalo og Edberg, 1997). Bakterien kan smitte via sår i huden, øjenslimhinder, indånding og oral indtagelse. *Pseudomonas aeruginosa* kan afhængigt af smittevej medføre sår-, øjne/øre- og urinvejsinfektioner samt blodforgiftning og lungebetændelse hos svækkede patienter. Den har også givet anledning til betændelse i hud og hornhinde hos badende i varmtvandsbassiner. *Pseudomonas* er hyppigt forekommende i opsamlet tagvand og medtages derfor i risikovurderingen på trods af at de fleste typer ikke er patogener og at infektionsdosis er meget høj.

Salmonella:

Salmonella omfatter en lang række underarter og kan med undtagelse af *Salmonella typhi* og *Salmonella paratyphi* findes hos et stort antal dyr, herunder fugle og insekter samt mennesker. De kan findes i spildevand, overfladevand og jord. *Salmonella* kan overleve længe i dyrefføring, og under ekstreme omstændigheder helt op til 150 dage. *Salmonella* smitter ved oral indtagelse og invaderer tarmslimhinden og medfører diarré. Hos immunsvækkede kan infektionen brede sig og medføre en langt alvorligere blodforgiftning. *Salmonella* var umiddelbart antaget for at være et meget væsentligt patogen og derfor hyppigt undersøgt. Undersøgelserne af tagvand har imidlertid kun påvist *Salmonella* i 2 af 913 prøver på 208 lokaliteter i Tyskland og New Zealand, hvorfor *Salmonella* ikke inddrages i risikovurderingen. *Salmonella* er påvist i væsentlige mængder i tagvand i andre lande, som minder mindre om Danmark.

4.1.2.2 Parasitter

Cryptosporidium:

Protozoen *Cryptosporidium* er hyppigt forekommende hos dyr, hvorfra oocyster afgives med afføringen. *Cryptosporidium* kan overleve lang tid i vand og på frugt og grøntsager som oocyster, men vil være sårbare overfor udtørring på taget. Der

findes en række arter, hvoraf bl.a. *C. parvum* har givet anledning til infektion hos mennesker. Andre som *C. baileyi* og *C. meleagridis* er hyppigt forekommende hos fugle og er ikke zoonotisk. Analyseteknisk skelnes sædvanligvis ikke mellem de forskellige arter, ligesom der ikke skelnes mellem viable og døde protozoer. På grund af disse vanskeligheder i analysemetoderne er vurderinger af sundhedsrisiko ved fund af *Cryptosporidium* forbundet med stor usikkerhed.

Infektion med *Cryptosporidium parvum* hos mennesker kan give anledning til udtalt appetitløshed, mavesmerter, diarré, opkastninger og vægttab samt hoste. Immunsvækkede er særligt udsatte og får alvorligere og længerevarende sygdomsforløb end i øvrigt raske personer. Organismen forårsagede i 1993 et større sygdomsudbrud i Milwaukee, USA, hvor det antages, at mere end 400.000 personer blev påvirket, heraf 4000 hospitaliseret, efter at have drukket kontamineret drikkevand. Der blev i Danmark registreret 84 tilfælde i 2001. Den lave infektionsdosis og en hyppig påvisning af *Cryptosporidium* i opsamlet tagvand gør det oplagt at inddrage denne protozo i risikovurderingen.

Giardia:

Giardia lamblia også kaldet *G. intestinalis* og *G. duodenalis* er en protozo, der er hyppigt forekommende hos dyr, herunder hunde, katte, rotter, mus, køer og svin. Flere andre arter forekommer også. *Giardia* kan danne cyster i tarmen, som udskilles med afføring og kan overleve i lang tid i miljøet. Cysterne kan bl.a. overleve i vand i flere uger ved 8 °C, og vandbårne epidemier på grund af indtagelse af utilstrækkeligt kloreret forurenede overfladevand som drikkevand er set i flere tilfælde i udlandet. *Giardia* kan smitte ved oral indtagelse og forårsage fra symptomfri infektion til vekslende diarré ledsaget af mavesmerter. I svære tilfælde kan fremkaldes forandringer i tarmvæggen, malabsorption og varig laktoseintolerans (mælkeoverfølsomhed). I nogle tilfælde kan den invadere galdeblæren og fremkalde galdeblærebetændelse. Også for *Giardia* gælder at de forskellige arter er vanskelige at skelne fra hinanden, hvorfor vurdering af sundhedsrisiko ved fund af *Giardia* kan være forbundet med stor usikkerhed. Alligevel er det oplagt at inddrage *Giardia* i risikovurderingen.

4.2 Koncentrationsniveauer for forekomst ved tømning af beholder

I det omfang der forefindes målinger af patogener i regnvandstanke er det det bedste udgangspunkt. Alternativt kan indholdet skønnes ud fra patogener der forventes at være udskilt på taget. I den sammenhæng modelleres udskilningen af patogener på taget ud fra antallet af fugle med de pågældende patogener, idet det ikke forventes, at andre dyr vil bidrage væsentligt til udskilning af patogener på tagarealer.

Der findes flere undersøgelser af patogenerne mikroorganismer i afføring fra fugle. De fleste er dog ikke egnede til at skønne forekomsten af patogener i regnvandstanke. En svensk undersøgelse (Palmgren, 2002) viste ca. 3 % af hættemåger var bærere af *Salmonella* og at hættemåger synes at spille en væsentlig rolle som bærer af humanpatogene salmonellaarter (*S. typhimurium*, *S. enteritidis*, *S. infantis* og *S. kedougou* og *S. newport*) hos fugle i Sverige og at hættemåger kan medvirke til import og spredning af *Salmonella* i Sverige. Desuden fandtes både *Salmonella amager* og *Campylobacter jejuni* hos vandrefalke i Sverige og epidemiologiske undersøgelser viste at de fundne bakterier i falkene kan stamme fra mennesker eller husdyr.

Sporadiske undersøgelser i Danmark har vist *Salmonella* hos under 1 % af fugle som lever i tæt kontakt med mennesker og husdyr, men *campylobacter* hos 10 – 20 % (Hansen, 2002).

Sammenholdt med kendte fund af mikroorganismer i regnvandstanke tyder undersøgelserne samlet på at i hvert fald fugle kan være en kilde til forekomst af en række patogene bakterier i regnvandstanke.

Desuden må det forventes at der kan påvises opportunistiske mikroorganismer, som findes udbredt i miljøet. Mængden af opportunistiske mikroorganismer må forventes at være stærkt afhængig af vækstbetingelserne.

4.2.1 Litteraturstudie på målinger af patogener i regnvandstanke

Der er taget udgangspunkt i litteraturstudiet udført af Ledin *et al* (2003). Der er endvidere suppleret med litteratur fra primært medicinske databaser, herunder CINAHL, MEDLINE og EMBASE. Desuden er der fulgt op på referencer i de fundne publikationer. Der er søgt på kombinationer af rain water, microorganism, water tank/cistern, roof og catchment.

I en undersøgelse af syv danske regnvandsanlæg (Albrechtsen, 1998) fandtes stor variation fra anlæg til anlæg og prøvetagning til prøvetagning med hensyn til fund af mikroorganismer. De væsentligste resultater er angivet i tabel 4.1. Ud over de refererede værdier blev analyseret for total antal bakterier, kimal ved 21° og 37°, gær og mikrosvampe.

Tabel 4.1 Oversigt over undersøgte patogene mikroorganismer i regnvandsanlæg i Albrechtsen (1998). Der blev ikke påvist *Campylobacter*, *Cryptosporidium* og *Giardia* i en tilsvarende undersøgelse af prøver fra 32 toiletter forsynet med vandværksvand.

Mikroorganisme	Antal positive prøver	Mindste koncentration	Største koncentration
<i>E. coli</i>	11/14	4/100 ml	990/100 ml
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	1/14	<1/100 ml	20/100 ml
<i>Aeromonas</i> spp.	2/14	<10/1 ml	30/1 ml
<i>Legionella pneumophila</i>	0/14	-	-
<i>Legionella non-pneumophila</i>	5/7	ikke påvist	påvist
<i>Campylobacter</i>	2/17	ikke påvist	påvist
<i>Mycobacterium avium</i>	1/14	ikke påvist	påvist
<i>Giardia</i>	0/17		
<i>Cryptosporidium</i>	6/17	ikke påvist	50/1000 ml

I en omfattende tysk undersøgelse (Holländer *et al*, 1996) udtoges prøver fra i alt 102 regnvandstanke. Alle tanke blev opbevaret køligt og mørkt. Analyseparametrene omfattede kimaltal fra vækst af den samlede bakterielle population i de første dage, målt ved kimaltal ved 20 °C og 37°C, *E. coli*, enterokokker, coliforme bakterier, *Staphylococcus aureus*, *Yersinia* spp., *Salmonella* spp., *Shigella* spp., *Legionella* spp., *Pseudomonas aeruginosa*, *Campylobacter jejuni/coli* og gær. Der blev udtaget 142 prøver af *Campylobacter* og minimum 300 prøver for hver af de øvrige mikroorganismer. Der blev fundet *Salmonella* spp i 1 af 798 prøver og *Pseudomonas aeruginosa* i 104 af 710 prøver. De øvrige patogener blev ikke påvist i nogen prøver. Den fundne fordelingsfunktion for *E. coli* er angivet i tabel 4.2. Der fandtes ikke væsentlig forskel på indhold af bakterier i plastiktanke, betontanke og murede tanke. I en tilsvarende undersøgelse fra New Zealand (Simmons *et al*, 2001) er der fundet forekomster af fækale coli, der er noget lavere end i Tyskland, men i øvrigt med en tilsvarende fordeling af variationen af koncentrationerne, se figur 4.1.

Tabel 4.2 Fordelingsfunktion af *E. coli*, coliforme og Enterokokker i Holländer *et al* (1996).

	Gennemsnit Cfu/100ml	%-del af Cfu/100 ml < 99	%-del af Cfu/100ml 100-999	%-del af Cfu/100ml 1000-9999	%-del af Cfu/100ml > 10000
<i>E. coli</i>	26	88	7	4	3
coliforme	198	59	23	16	2
Enterokokker	8	75	17	7	0,5

I en anden tysk undersøgelse omfattende 37 regnvandstanke (Lorch, 1996) påvistes termotolerante coliforme bakterier i 77% af prøverne.

I en undersøgelse på Jomfruøerne (Crabtree *et al*, 1996), hvor regnvand fra tagopsamlingsystemer bruges som drikkevand efter ophold i regnvandstanke blev vand fra tanke efter filtrering undersøgt for specifikke antistoffer for *Cryptosporidium* og *Giardia*. Én eller begge påvistes i 81% af de offentligt ejede vandtanke og i 47 % af de privat ejede vandtanke. *Cryptosporidium* blev fundet hyppigere end *Giardia*. Det drejede sig hyppigst om cyster fra ikke-pattedyr. Niveauer gik fra 1 til 10 pr. 100 liter med et enkelt tilfælde med 70 oocyster pr. 100 liter. Det konkluderedes at såvel *Cryptosporidium* og *Giardia* som bakterier fandtes i vandbeholderne i niveauer, som kan fremkalde sygdom.

I en undersøgelse i Malaysia af opsamlet regnvand fra galvaniserede jerntage under regnskyl over en periode 5 måneder (Yaziz *et al*, 1989) fandtes fækale colibakterier på 8 - 13 cfu/100 ml i den først opsamlede liter, men ingen fækale colibakterier i fjerde eller femte opsamlede liter. Kvaliteten var stærkt afhængig af

hvor lang tid der var gået siden sidste regnskyl, idet regnskyl tilsyneladende i vid udstrækning rensede taget for bakteriel forurening.

I Trinidad på de Vestindiske øer fandtes mavetarminfektion med *Salmonella archevalata* hos en gruppe personer, som fik drikkevand fra en vandtank forsynet med tagvand. *Salmonella arachevalata* blev påvist i afføring, fødevarer og vand fra taphane. Taget var dækker af fugleafføring. (Koplan *et al*, 1979).

I en undersøgelse af regnvand fra forskellige tagopsamlingssystemer i Nigeria fandtes betydelige mængder af heterothrofe bakterier, *Pseudomonas* og høje tal af patogene bakterier, herunder *Salmonella*, *Shigella* og *Vibrio* arter (Uba og Aghogho, 2000). Disse resultater vurderes dog ikke at være relevante for danske forhold.

Tabel 4.3 Oversigt over undersøgelser af udvalgte mikroorganismer i regnvandstanke. *Salmonella* er også angivet fordi dette patogen inden litteraturstudiet var antaget at være et væsentligt patogen.

Mikroorganisme	Andel positive prøver	Antal/koncentration	Land	Ref.*
<i>E. coli</i>	11/14	4-990/100 ml	Danmark	1
	854/972	Se tabel 4.2	Tyskland	2
	77%		Tyskland	3
	100%		Malaysia	4
<i>Aeromonas</i>	ca 40/125	1-840/100 ml	New Zealand	5
	2/14	<10-30 pr ml	Danmark	1
<i>Campylobacter jejuni</i>	20/125	Påvist	New Zealand	5
	2/17	Påvist	Danmark	1
<i>Legionella spp</i>	0/142	-	Tyskland	2
	0/115	-	New Zealand	5
	5/7	Påvist	Danmark	1
<i>Legionella pneumophila</i>	0/418	-	Tyskland	2
	0/23	-	New Zealand	5
	0/21	-	Danmark	1
MAI	1/14	Påvist	Danmark	1
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	3/21	<1-870/100 ml	Danmark	1
	79/710	Påvist	Tyskland	2
<i>Salmonella</i>	1/798	Påvist	Tyskland	2
	1/115	Påvist	New Zealand	5
	2/2**	Påvist	Trinidad	6
<i>Cryptosporidium***</i>	7/27	<0,1 -50/ 1 l	Danmark	1
	2/50	Påvist	New Zealand	5
<i>Giardia</i>	11/45	<1-10/100 l	Jomfruøerne	7
	0/17	-	Danmark	1
	0/50	-	New Zealand	5
	5/45	<1-3,8/100 l	Jomfruøerne	6

*: 1: Albrechtsen (1998), 2: Holländer *et al* (1996), 3: Lorch (1996), 4: Yaziz *et al* (1989), 5: Simmons *et al* (2001), 6: Kopland *et al* (1979), 7: Crabtree *et al* (1996)

** : Epidemiologisk undersøgelse, altså fastlæggelse af årsag til infektioner. Dermed er prøverne ikke repræsentative til at fastslå hyppigheden af *Salmonella* i en tilfældig beholder.

***: Crabtree har ekskluderet en prøve med et indhold på 50/100 l som en outlier

Det skal understreges at der samlet kun findes et meget begrænset antal undersøgelser og at undersøgelserne kan underestimere forekomsten af mikroorganismer afhængig af opsamlings-, opbevarings- og analysemetoder, herunder vækstmedier. I tabel 4.3 er givet en samlet oversigt over andelen af positive prøver og de fundne koncentrationsintervaller for relevante mikroorganismer i regnvandstanke:

I det følgende foretages en risikovurdering på baggrund af de foreliggende data, der som angivet ikke kan anses for dækkende for problemstillingen. Imidlertid vil en sådan risikovurdering kunne indicere i hvilket omfang der er dokumentation for mulige sundhedsrisici.

4.2.2 Valg af beskrivelse af forekomst af patogener

Som det fremgår af de foregående afsnit er der kun få undersøgelser af de patogener der ønskes undersøgt og mange af disse undersøgelser har kun rapporteret antallet af positive prøver uden angivelse af koncentrationer (og som regel uden angivelse af detektionsgrænsen).

På baggrund af litteratur-studiet og den indledende screening er mikroorganismene opdelt i 5 grupper:

- Indikator-organismer
Forekomster af *E. coli*, Enterokokker, fækale colibakterier og coliforme bakterier. Disse fire bakterier benyttes til at estimere formen af fordelingsfunktionen for mikroorganismer i opsamlet tagvand. Denne fordelingsstype og variation ekstrapoleres dernæst til de zoonotiske patogene mikroorganismer.
- Opportunistiske bakterier
Denne gruppe består af *Aeromonas* spp. og *Pseudomonas* spp. Begge bakterier er opportunistiske, har meget høje dosis-respons kurver og er fundet relativt hyppigt, dvs. i ca. 10% af de undersøgte prøver.
- *Legionella*
Forekomsten af *Legionella* er lavere end forventet, idet bakterie-typen ikke identificeres i 2 af de 3 undersøgelser. Der er ikke påvist forekomster af *Legionella pneumophila*. *Legionella* er medtaget for at påvise effekten af en eventuel aerosol-båren smittevej.
- Protozoer
Der er i alle undersøgelserne påvist tilstedeværelse af *Cryptosporidium* spp og også *Giardia* er påvist i en undersøgelse hvor 500 l vand filtreres pr prøve. I nærværende undersøgelse fastlægges niveauet for protozoer generelt.
- *Campylobacter*
På baggrund af de danske data var det nærliggende at inddrage *Campylobacter* i risikovurderingen, idet der er fundet koncentrationer i de 17 prøver svarende til fordelingen for opportunistiske bakterier. Disse fund er dog ikke blevet bekræftet af de udenlandske undersøgelser, hvor der ikke er identificeret *Campylobacter* i 250 undersøgte prøver. Derfor er niveauet noget lavere, i praksis maksimalt svarende til niveauet for *Legionella*-bakterier
- *Listeria*
Denne bakterie var der et ønske om at undersøge da den har en anden levevis end de øvrige bakterier og forekommer naturligt i vand. Det har dog ikke været muligt at identificere et niveau for forekomst af denne bakterie.

Datagrundlaget for at optegne fordelingsfunktioner for forekomsten af de 5 typer af mikroorganismer er tabel 4.3, hvor mange af målingerne er kvalitative og/eller

under detektionsgrænsen. Det er nødvendigt at inddrage denne information i skønnet over fordelingsfunktionerne for at få det bedst mulige beslutningsgrundlag. Endvidere er det nødvendigt at tage hensyn til, at der typisk kun er foretaget få målinger.

Inddragelse af få målinger.

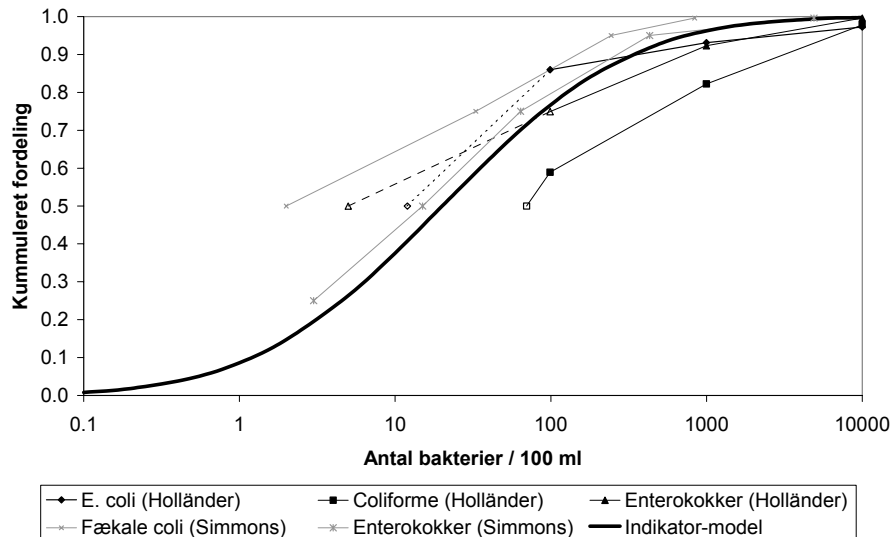
Når man skal optegne en fordelingsfunktion for få punkter har det stor betydning hvilken sandsynlighed hvert enkelt målepunkt tildeles. I almindelighed vil der gælde, at den korrekte sandsynlighed for at den højeste værdi bliver overskredet ligger mellem N/N og $(N-1)/N$, hvor N er antallet af målinger. Med 6 prøver vil den højeste måling dermed have en sandsynlighed mellem $6/6$ og $5/6$ for at blive overskredet. Hvis den højeste værdi tildeles sandsynligheden 1, svarende til at man har målt den største værdi, der kan forekomme og hvis man tildeler den værdien $(N-1)/N$ svarer det til, at man har målt den mindste værdi der kan forekomme. Begge antagelser virker urealistiske. I fastlæggelsen af fordelingsfunktionerne er det valgt at bruge formlen $(N-0,5)/N$ når punkterne skal plottes for at skønne en fordeling for forekomst af mikroorganismer. Den næsthøjeste værdi plottes ved $(N-1,5)/N$ og tilsvarende for de øvrige værdier.

Kvalitative målinger og målinger under detektionsgrænsen.

I tilfælde af kvalitative prøver er andelen af positive prøver optegnet ved den skønnede eller angivne detektionsgrænse. For eksempel er der i Simmons *et al* (2001) angivet at 20 ud af 125 prøver var positive med en detektionsgrænse på 1 pr liter. Dette resultat er derefter indtegnet i grafen fordelingen i figur 4.2 indtegnet på x-aksen ved $0,1/100$ ml og på y-aksen ved $(125-20,5)/125$.

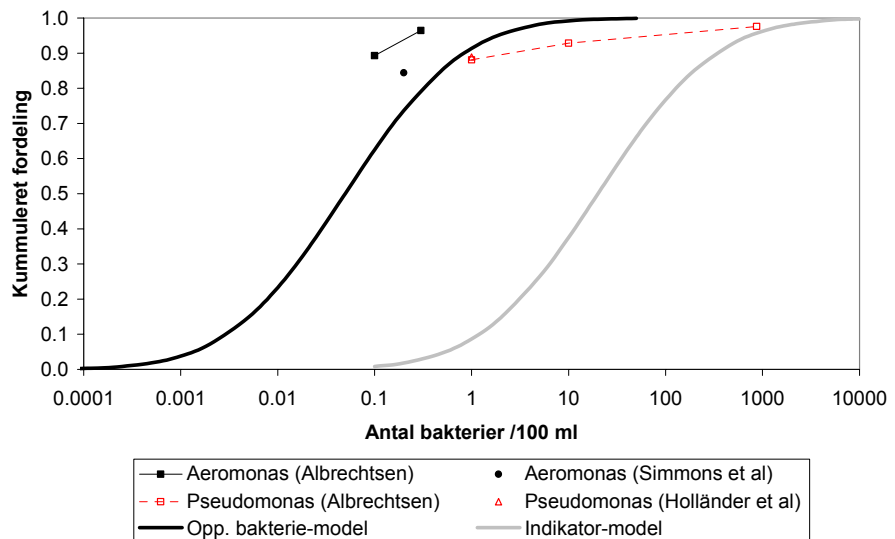
Den benyttede metode gør det muligt at sammenligne flere resultater med forskellige detektionsgrænser og at inddrage de kvalitative målinger. Kvalitative målinger vil blive vist som et punkt (andelen af positive prøver ved detektionsgrænsen) og kvantitative målinger vil blive vist som en kurve (plot med de faktiske målinger ned til detektionsgrænsen). Metoden har den ulempe, at de forskellige punkter vil have forskellig vægt, afhængigt af om punktet repræsenterer mange målinger eller om det kun repræsenterer én måling. Det tages der hensyn til når den skønnede fordeling fastlægges.

Først fastlægges niveauet for indikator-organismerne. Af figur 4.1 fremgår, at fordelingsfunktionerne er stort set ens for alle de fire benyttede indikator-organismer. Derfor bestemmes kun én fordelingsfunktion for indikator-organismerne, der gælder for både *E. coli*, coliforme bakterier og enterokokker.



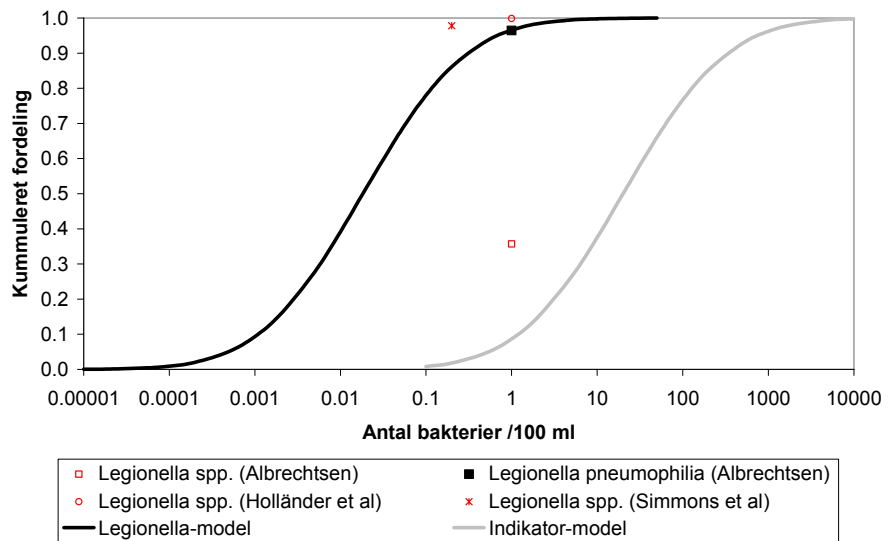
Figur 4.1 Skønnet fordelingsfunktion for tilstedeværelse af indikator-organismer i tagvand. Median-værdierne er skønnet enten på baggrund af detektionsgrænsen eller den oplyste middelværdi. Data fra Simmons *et al* (2001) og Holländer *et al* (1996)

For de opportunistiske patogener er der måske en tendens til, at der er målt lidt højere forekomster af *Pseudomonas* end *Aeromonas*, hvilket dog i praksis vil modsvares af en tilsvarende højere dosis-respons kurve for dette patogen. Det vurderes derfor at være rimeligt at poole disse to opportunistiske patogener.

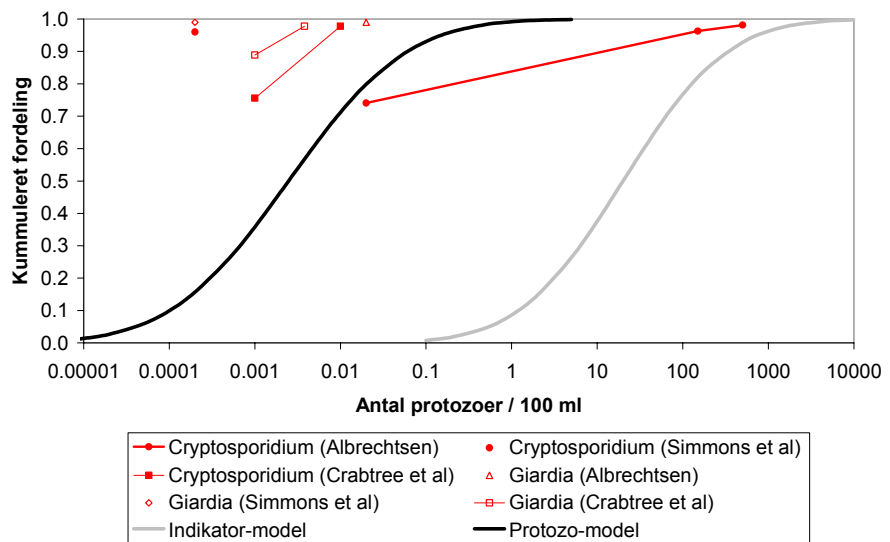


Figur 4.2 Skønnet fordelingsfunktion for opportunistiske bakterier baseret på forekomsterne af *Aeromonas* spp og *Pseudomonas* spp. Der er måske en tendens til en lidt højere forekomst af *Pseudomonas* som dog modsvares af en tilsvarende tendens til lidt højere dosis-respons kurve.

Der er påvist *Legionella* spp i 5 af 7 danske prøver med en detektionsgrænse på 1 pr. 100 ml, hvoraf det vides, at ingen af disse 5 prøver indeholdt *Legionella pneumophila*. I udlandet er der ikke fundet nogle positive prøver af *Legionella* spp. i mere end 400 undersøgte prøver. For at kunne komme med et øvre skøn for forekomsten af *Legionella pneumophila* er det valgt at antage, at fordelingen går gennem det eneste målepunkt for *Legionella pneumophila*. Dette er en meget konservativ antagelse når de internationale undersøgelser inddrages.

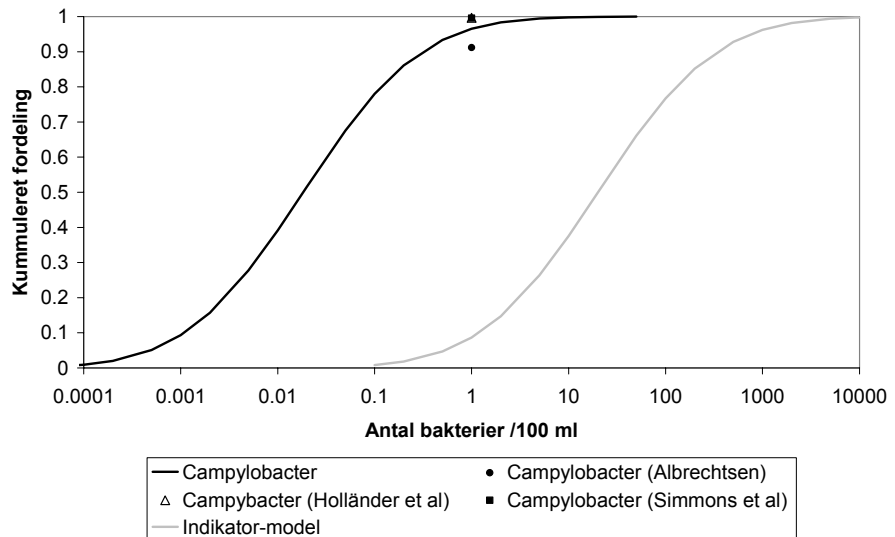


Figur 4.3 Skønnet fordelingsfunktion for *Legionella* spp. Den skønnede funktion ses at være ret konservativ, svarende til et worst-case scenarium for smitte via aerosoler.



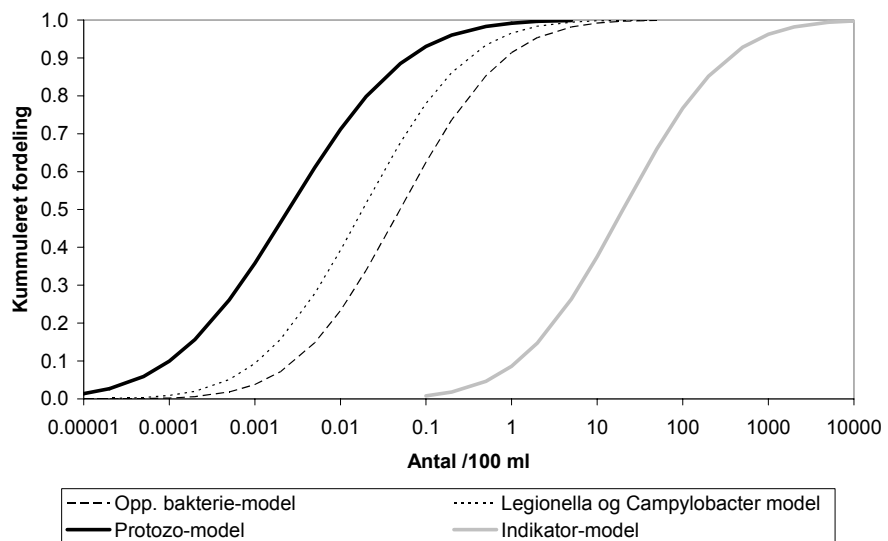
Figur 4.4 Skønnet fordelingsfunktion for protozoer. Den danske undersøgelse af *Cryptosporidium* er tillagt stor vægt i forhold til de øvrige undersøgelser. I forhold til at undersøgelserne generelt er baseret på mikroskopi og at der derfor også indgår ikke-zoonotiske arter og døde protozoer er det faktiske niveau formodentlig lavere.

Forekomsten af protozoer i tagvandsbeholderne udviser store variationer og igen har de få danske målinger et højt indhold af mikroorganismer i forhold til de udenlandske metoder. Analysemetoden for protozoerne medfører, at også ikke-zoonotiske og døde protozoer indgår i analyserne. Den skønnede fordelingsfunktion forventes derfor at være noget konservativ.



Figur 4.5 Skønnet fordelingsfunktion for *Campylobacter*. Den danske undersøgelse er vægтет ret højt selv om antallet af prøver er lille i forhold til de øvrige undersøgelser.

På figur 4.6 er de skønnede fordelingsfunktioner angivet. Det ses, at der generelt er tale om lave forekomster af patogenerne og at de mest infektiøse patogener er dem der optræder i de laveste koncentrationer. Endvidere kan det også umiddelbart konstateres, at antallet af protozoer gør vandet uegnet som drikkevand.



Figur 4.6 Oversigt over de skønnede fordelingsfunktioner for indikatorer og patogener i tagvand. Det kan konstateres, at der generelt er tale om lave forekomster af patogenerne og at de mest infektiøse patogener er dem der optræder i de laveste koncentrationer.

5 Miljøfremmede stoffer

Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i afstrømningsvand fra tage stammer fra de materialer som tage inklusiv tagrender og nedløbsrør er udført af samt fra atmosfærisk nedfald. Som nævnt i afsnit 3.5.1 medfører det atmosfæriske nedfald der opsamles i regnvandstønden ikke en væsentlig ekstra påvirkning på haven i forhold til baggrundsbelastningen. Derfor fokuseres kun på stoffer der har baggrund i atmosfærisk deposition som allerede anses for et problem med hensyn til de risici man ønsker at vurdere.

I det følgende er opstillet en tabel, hvor materialer der anvendes til tage i Danmark er angivet med de tilhørende potentielle tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Desuden er der i tabellen angivet relevansen i forbindelsen med opsamling og genanvendelse af tagvand til havebrug. Tabellen er opstillet ud fra paradigmet i Ledin *et al* (2003).

Tabel 5.1 Oversigt over materialer i afstrømet regnvand fra tage. Paradigma for identifikation af problematiske stoffer er i overensstemmelse med proceduren i Ledin *et al* (2003).

Materialer	Potentielle stoffer	Relevans
Tagpap	PAH	Er specielt relevant indenfor det første år på et nylagt tag, hvor visse PAH'er kan afgives til vandfasen. Herefter antages problemet ikke at være relevant.
Tagplader	Ingen	
Tegl	Ingen	
Metaltag	Zn, Cu, Pb	
Tagrender og nedløbsrør	Zn	
Tagcementsten	Ingen	
Stråtag	Ingen	
Fibercement, asbestfri tag	Ingen	
Træimprægneringsmidler	As, Cr, Cu, Sn, Biocider, Phenoler, organotinforbindelser	Generelt er det kun meget små overflader der er behandlet med træimprægnering, der løber sammen med tagvandet. Problemet er derfor kun relevant i meget specielle tilfælde, hvor tagrygning, vindskeder og kviste samlet giver en væsentlig overflade.
Maling og lak	Cr, Sn, Zn, Ætere, Phenoler, Blødgørere (NPEO, OPEO), (OBP, DEHP)	(samme som for træimprægneringsmidler)
Fugemasse	Blødgørere (DIDP=	Kan blive relevant hvis der er mange tagvinduer. Igen er det små overflader der tales om.
Inddækning	Pb, Zn, Cu	

Det væsentligste bidrag til tungmetaller og miljøfremmede stoffer i opsamlet tagvand er bidraget fra metaltage. Med en væsentlig udfasning af bly som inddækningsmateriale og da kobber ekstremt sjældent bruges i forbindelse med boligejendomme, er det først og fremmest tilledning af zink fra zinktage, der bør fokuseres på.

Tidligere undersøgelser viser at korrosionen af zinktage er høj i starten og aftager over tid. Det er dog generelt observeret, at afstrømningen fra zinktage holder koncentrationen over lang tid (Heijerick *et al*, 2002). Afgivelsen af zink afhænger af miljøforhold som nedbør og atmosfærisk nedfald (syreregn), samt typen af zinkmateriale der er anvendt. Registrering af koncentrationen af zink i tagafløb viser en variation fra 0,1 til 10 mg Zn/l. Det skal bemærkes at dette overstiger med op til en faktor 3 den akutte toksiske effekt på alger. Zink er også tidligere blevet brugt på tagrygge i Danmark for at holde skiffer og tegltage fri for alger.

Zinkindholdet i spildevand til Spildevandscenteret Avedøre er også øget de seneste år, hvilket tilskrives den øgede brug af zinktage (Spildevandscenter Avedøre, 2000, 2001)

Hverken WHO's guidelines for kvaliteten af drikkevand eller EU's drikkevandsdirektiv indeholder grænser for indhold af zink i drikkevand. Den danske drikkevandsbekendtgørelse indeholder en maksimumgrænse på 3 mg/l for vand ud af vandhanen og 5 mg/l for vand der har været opbevaret 12 timer i beholder. Disse værdier er således overskredet i de ovennævnte tidligere analyser af tagvand fra zinktage.

Med hensyn til anvendelse af zinkholdigt vand til havevanding, kan henvises til BEK nr 49 af 20/01/2000, "Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål" (slambekendtgørelsen), der angiver et maksimum for tilledning af zink til landbrugsjord på 4.000 mg/kg tørstof. Desuden angives at der maksimalt må tilføres 7 tons tørstof/ha/år. Samlet må der således maksimalt tilføres 2,8 g Zn/m²/år.

Eksempel: Et hus har en tagflade med 100 m². Det har regnet 800 mm og 25% er opsamlet og bruges til at vande 100 m² have. Der vandes derved med 0,2 m³/m²/år. Antages et Zn indhold på 8 mg/l medfører det at der tilføres 1,6 g Zn/m²/år.

Ovennævnte eksempel illustrerer, at tilførslen af zink kan være tæt på at udgøre et miljøproblem, såfremt huset har zinktag. For mennesker vil udledningen af zink dog ikke udgøre et væsentligt problem. Da zink er det mest problematiske metal antages det, at de øvrige metaller også er uproblematisk.

6 Human eksponering overfor patogener i tagvand

Der er følgende smitteveje for vandbårne patogener:

- Oral indtagelse (gennem maven)
- Respiratorisk indtagelse (gennem luftvejene)
- Kontakt (gennem huden)

For de patogener som modelleres i nærværende projekt er det kun oral og respiratorisk indtagelse, der er relevant. En væsentlig del af de patogener der inhaleres vandrer senere til mavesækken, hvorfor den respiratoriske indtagelse medregnes som en del af den totale orale indtagelse.

6.1 Frekvens af eksponeringer

Eksponering for eventuelle patogener i tagvandet foregår principelt hver gang en person opholder sig i haven efter at tønden er tømt første gang, idet overlevelsenstiden i fugtig jord af specielt *Cryptosporidium* er særdeles lang. Imidlertid er den ekstra eksponering ikke væsentligt større end baggrundseksponeringen som beskrevet i afsnit 3.5.1. Dette gælder især for patogenerne, idet patogenerne på tagarealer primært forårsages af fugle, mens patogener i haven forårsages af såvel fugle som andre dyr (hunde, katte, mår, ræve mv.). *I risikomodellen antages det derfor, at der kun sker eksponering i forbindelse med håndteringen af tagvandet.* De personer der eksponeres kan være den der spreder tagvandet i haven eller andre, der tilfældigt opholder sig i haven eller naboer.

Dynamikken i opsamling og tømning af tagvandsbeholderen/erne er modelleret ved at benytte data fra to regnmålere hver med 20 års data. De to regnmålere er 26091 Haderslev og 30221 Virum fra SVKs regnmålersystem.

6.1.1 Scenarie 1: Vanding i haven

For at kunne beskrive antallet af gange hvor beholderen benyttes er der defineret en standard-anvendelse. For vanding er der lavet følgende antagelser:

- Det skal have været tørvejr i minimum 5 dage
- Det skal være 4 dage siden beholderen sidst er benyttet
- Der spredes halvdelen af det totale volumen i beholderen/erne pr. tømning

Disse antagelser er et forsøg på operationelt at beskrive en situation, hvor haven trænger til at blive vandet, idet det antages, at når beholderen fyldes har det regnet så meget, at haven ikke trænger til yderligere vand. Det resulterende antal tømninger af standard-benyttelsen er vist på figur 6.1. I praksis vil der være en bredere anvendelse fordi tønderne vil blive benyttet forskelligt af forskellige brugere. Den brede sorte kurve på figur 6.1 repræsenterer denne mere brede anvendelse.

6.1.2 Scenarie 2: Bilvask

Forsøgsvist er antaget, at man vasker bil i weekenden med opsamlet tagvand såfremt beholderen er mere end halvt fuld. Der benyttes en halv beholder til at vaske bil. Det resulterende antal bilvaske er vist på figur 6.1

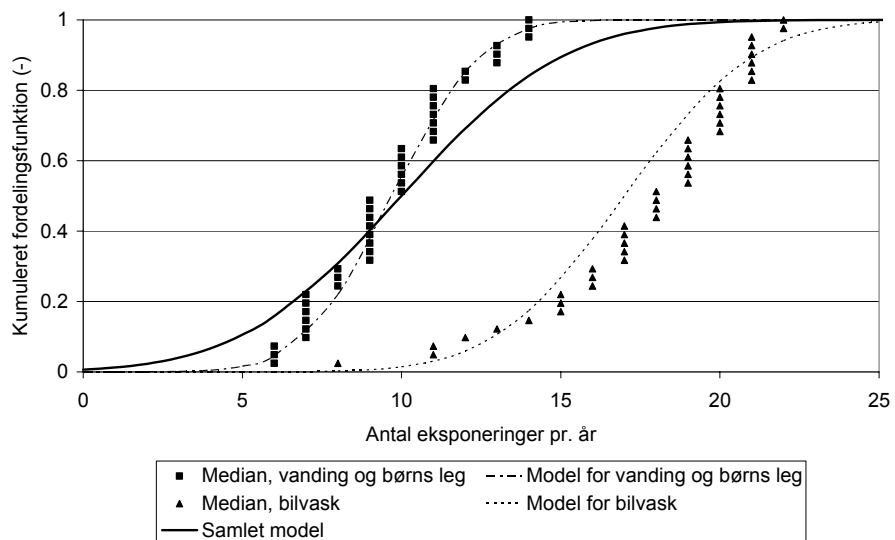
Som det fremgår af figuren er det i gennemsnit muligt at vaske bil i 18 af 22 søndage i opsamlings-sæsonen. Det skønnes at være urealistisk, at ca. 5% af alle der vasker bil manuelt vasker bil hver uge. Det er derfor valgt at benytte den samme eksponeringshyppighed som ved vanding svarende til, at der vaskes bil i gennemsnit hver 2. uge og ca. 5% af personerne vasker bil 3 ud af 4 weekends om sommeren.

6.1.3 Scenarie 3: Børns leg

Det antages, at børn primært vil lege med vandet når haven trænger til vand., dvs. at det er varmt og tørt. Derfor benyttes samme fordeling for børns eksponering til opsamlet tagvand ved leg som de øvrige scenarier.

6.1.4 Opsamling

Der er argumenteret for et antal eksponeringer pr. år, der er ens for alle scenarierne. Antallet af eksponeringer er usikkert, men det vurderes dog, at denne usikkerhed er acceptabel. Den brede sorte kurve i figur 6.1 svarer til en normalfordeling med parametrene $N(10, 4)$.



Figur 6.1 Modellerede standard-anvendelser af opsamlet tagvand. Børns leg og vanding er beskrevet med firkanterne mens bilvask er muligt i 8-22 weekender af 22 mulige i sæsonen. Den anvendte model for hyppigheden af eksponeringer er varierer mere end de beregnede skøn fordi beholderne i praksis vil blive anvendt forskelligt af forskellige brugere.

6.2 Indtag af patogener per eksponering

6.2.1 Oral indtagelse

Den orale indtagelse antages at udgøre et volumen på 1 ml i gennemsnit pr eksponering for de scenarier, der omhandler vanding. Variationen modelleres som en trekantfordeling med minimums- og maksimumværdier på hhv. 0,1 og 2 ml.

Det er i overensstemmelse med Ottoson og Stenström (2003) og svarer til en tilfældig indtagelse af lidt vand ved at hånden føres op til munden.

Ved bilvask er indtaget noget større fordi man ved vask af bilen er i nærmere kontakt med vandet og vandet vil reflekteres tilbage når det rammer bilen, hvilket både øger aerosol-indtaget og gør personen mere våd end ved vanding. Denne indtagelse er skønnes at være dobbelt så stor som ved vanding.

I forbindelse med børns leg med vandet indtages væsentligt større mængder og i visse tilfælde drikkes vandet direkte. Derfor modelleres børns indtagelse som en trekantfordeling med et minimum på 1 ml indtagelse og maksimum på 100 ml med en spids ved 10 ml.

6.2.2 Respiratorisk indtagelse

Ved anvendelserne vanding og bilvask anvendes også i nogle tilfælde redskaber, der producerer aerosoler. Dette medfører en ekstra risiko, dels fordi det totale indtag øges og dels fordi man generelt er mere sårbar overfor infektioner via luftvejene.

Det er de meget små dråber, der potentielt kan medføre respiratorisk indtag. Det skyldes, at de større dråber falder for hurtigt til, at de kan medføre et respiratorisk indtag. Allerede ved en dråbestørrelse på 0,4 mm er faldhastigheden omkring 1,5 m/s, svarende til, at dråben kun er i luften i omtrent 1 sekund, før den rammer jorden. Langt den overvejende del af dråberne har en diameter der er væsentligt større.

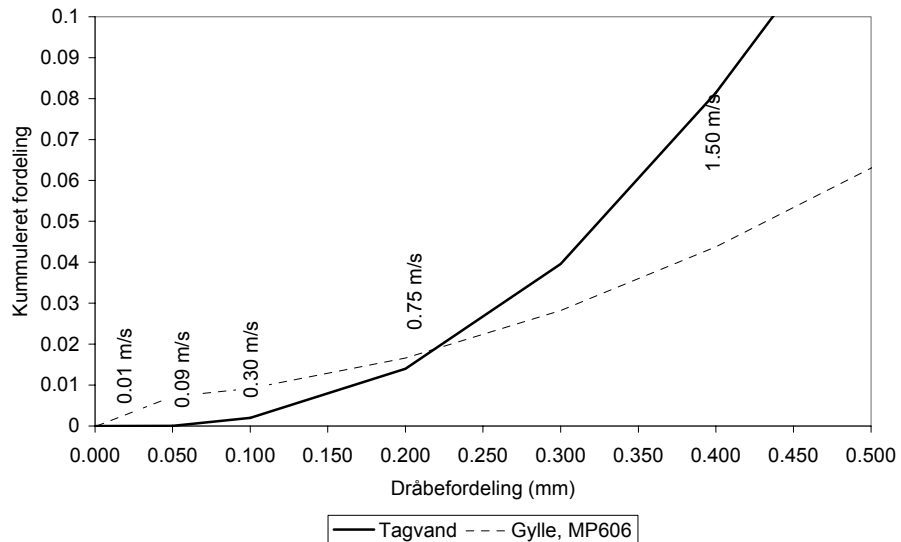
Det har ikke været muligt at fremskaffe måledata på dråbestørrelser af havevandingsredskaber. De er modelleret ud fra landbrugsmaskiner og derefter tolket til de aktuelle forhold. I forhold til landbrugsmaskiner er der følgende forskelle:

- Trykket er mindre
- Vandmængderne er meget mindre
- Højden over terræn er lavere og vinklen hvormed vandet sprøjtes er lav eller negativ.

Efter konsultation hos Landbrugets Rådgivningscenter er det besluttet, at en vander/havepistol til havebrug mest kan sammenlignes med en "Reflektorplade"-vander i landbrugssammenhæng. Typiske data for vanding med pumpe til havevanding er (Gardena, 2002):

- Tryk: 1-4 bar (med tryktab i vandledning på 1 bar)
- Dyse: 1-3 mm
- Initial højde: 1-2 m
- Faldhastigheder modelleres som i gylleprojektet (Ross and Lembi, 1985).
- Respiration er 25 m³/døgn.

Den resulterende dråbefordeling ved brug af disse parametre er vist på figur 6.2. Variation af de valgte parametre medfører ikke nogen væsentlig variation af kurven for de små dråbestørrelser, hvorfor der kun er indtegnet én kurve til repræsentation af dråbefordelingen af en mekanisk havevander.



Figur 6.2 Andel af volumen som funktion af dråbestørrelse. Det ses, at for en havevander udgør andelen af dråber med diameter under 0,4 mm ca. 8% af voluminet. Til sammenligning er vist dråbefordelingen for en kommerciel markudspreder, hvor andelen af helt små dråber er væsentligt større (Andersen og Hald, 2001).

Det vurderes, at kun drift af dråber med størrelser omkring 0,05 mm er relevante. Ved større størrelser er faldhastigheden for stor og ved mindre størrelser er andelen af volumen for lille.

Ved tømning af en tønde på 200 l dannes der 6,4 ml dråber med en dråbestørrelse på op til 0,05 mm, svarende til $11 \cdot 10^6$ aerosoler. Worst case scenariet antages at være, at en person står i skyen af aerosoler hele tiden mens tønden tømmes. Det kan tage op til 10 minutter, hvor skyen antages at være jævnt opblandet i 5 m^3 luft. Personen respirerer i alt $0,2 \text{ m}^3$ luft, svarende til $2 \cdot 10^5$ aerosoler i denne eksponering. Dermed kan personen indtage op til 0,12 ml tagvand respiratorisk.

Det har ikke været muligt at fremskaffe data på, hvor mange pumper der er solgt til havebrug. Pumperne er introduceret for få år siden og det må forventes at disse vil blive mere almindelige hvis systemerne bliver tilladte. Der er derfor skønnet en anvendeshyppighed for den fremtidige anvendelse af mekanisk vanding for de enkelte scenarier.

Scenarie 1: Vanding i haven

Langt hovedparten af havevanding med tagvand foregår i dag med vandkande. Den stigende tendens til at benytte elektrisk udstyr i havearbejdet ventes at medføre, at der fremover også i væsentlig grad benyttes pumper til udnyttelse af tagvandet. Som udgangspunkt for modellen er benyttet følgende fordeling mellem manuel og mekanisk spredning:

- 70% af eksponeringer vil blive spredt uden væsentlig dannelse af aerosoler (kander, drypvanding mv)
- 30% af eksponeringer vil ske ved hjælp af pumpe og dyse (håndpistol, plænevander mv)

Scenarie 2: Bilvask:

Hvis man virkelig vasker bil så tit køber man også en pumpe. Derfor er forholdet mellem manuel og mekanisk udbringning ændret, så hovedparten af brugen sker med mekanisk udbringning:

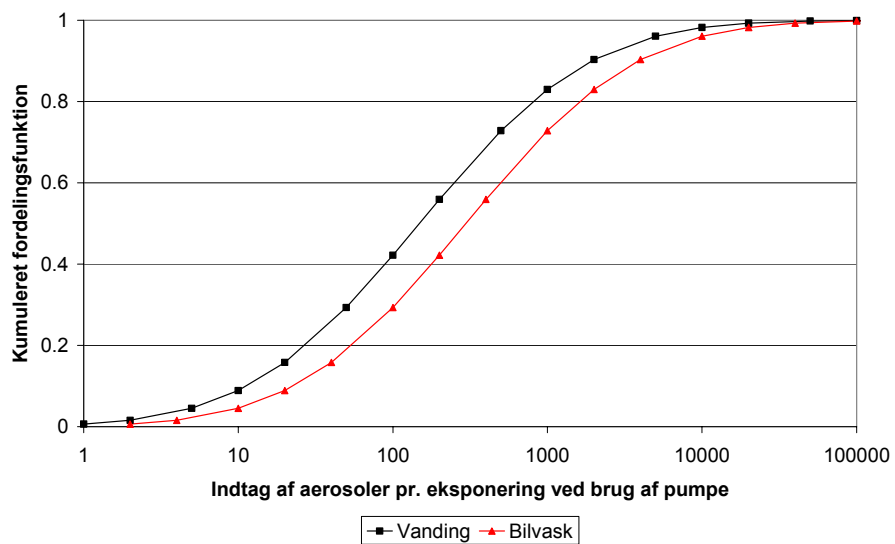
- 30% vil ske med håndvask, dvs. uden aerosoler
- 70% af aerosoler vil ske med pumpe og dyse

Endvidere skønnes eksponeringen at være større ved bilvask, fordi vandstrålerne rammer og defekteres af bilen, hvorved der sker en yderligere deling af større dråber til aerosoler. Eksponeringen skønnes at være dobbelt så stor som ved vanding. Der er ikke fundet data der kan underbygge denne antagelse.

Scenarie 3: Børns leg

Det forventes, at børn vil benytte en taphane på tønden, hvorved der ikke genereres aerosoler.

Fordelingen af indtag for de forskellige scenarier er vist på figur 6.3.



Figur 6.3 Respiratorisk indtag af tagvand i de forskellige scenarier. Den maksimale indtagelse sker hvis der er vindstille og personen derfor opholder sig i skyen lige så længe som vandet bruges. Ved kraftig blæst vil eksponeringen falde til nul. Det antages, at der ikke dannes aerosoler ved børns leg i haven.

7 Dosis-respons kurver

7.1 Introduktion

Sammenhænge mellem dosis og respons for mikroorganismer er vanskelige at fastlægge fordi de kan variere stærkt afhængigt af dyreart, eksponeringsmåde og modstandskraft. Oftest er de søgt fastlagt for raske yngre forsøgspersoner eller forsøgsdyr udsat for relativt høje doser, og herefter har man forsøgt at ekstrapolere til lavere doser ved hjælp af semi-mekanistiske modeller og brug af usikkerhedsfaktorer for at tage hensyn til personer med nedsat modstandskraft. En anden metode er at tage udgangspunkt i konkrete hændelser, hvor en population har været udsat for et patogen og registreret antallet af påvirkede personer, men her er den dosis som folk har været udsat for meget svær at estimere.

Viden om antal mikroorganismer og deres virulens kan for mange mikroorganismers vedkommende være lidet kendt, da de kan være vanskelige at dyrke i laboratoriet specielt i medier der anvendes til at vurdere patienters infektionsstatus og antal og virulens kan derfor være meget svære at vurdere. Der er kun meget begrænset viden om variationen i immunstatus i befolkningen og nedsat immunforsvar kan komme til udtryk i nogle enkelte organer afhængig af om kontakten sker gennem indånding af aerosoler, ved hudkontakt eller ved indtagelse. Desuden varierer modstandsdygtigheden med alder, årstid, sundhedstilstand mm.

7.2 Modeller for sammenhæng mellem dosis og respons

De matematiske modeller for dosis-respons kurver er baseret på risikoen for, at et patogen medfører, at personen bliver inficeret. Der er to modeller, der almindeligvis benyttes.

7.2.1 Risiko for infektion er uafhængig af antallet af patogener (Eksponentiel model)

Når risikoen for infektion er afhængigt af hver enkelt patogens smittegrad benyttes en simpel eksponentiel model af typen

$$P_{inf} = 1 - e^{-Dosis/k} \quad (7.1)$$

hvor k er større end 1. Et lavt k betyder, at risikoen for infektion er høj. Hvis k sættes lig 1 benævnes modellen "Maksimum risk" modellen svarende til, at det er sikkert, at man bliver inficeret hvis man bliver eksponeret for patogenet.

7.2.2 Risiko for infektion er afhængigt af antallet af patogener (Beta Poisson-model)

I det tilfælde benyttes en parameter mere i modellen, svarende til, at sammenhængen mellem dosis og respons er mere kompliceret:

$$P_{inf} = 1 - \left[1 + \frac{Dosis}{N_{50}} \left(2^{1/\alpha} - 1 \right) \right]^{-\alpha} \quad (7.2)$$

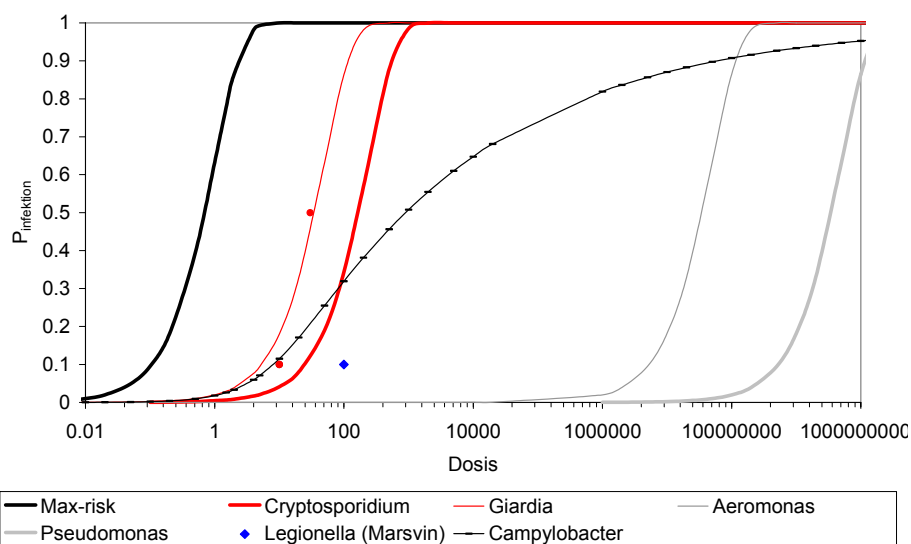
hvor N_{50} er medianen i fordelingen, dvs. den dosis der medfører, at 50% af populationen bliver inficeret, mens α er en dimensionsløs parameter.

Det bemærkes, at der er begrænsninger i de værdier, som N_{50} og α kan antage. Hvis N_{50} er lav er der risiko for, at den beregnede sandsynlighed for infektion er højere end sandsynligheden for at blive inficeret ved indtag af mindst en organisme jf. maksimum risk modellen, hvilket ikke er fysisk muligt. Derfor bør en Beta-Poisson model altid verificeres i forhold til "Maksimum-risk" modellen for at sikre, at modellen ikke overestimerer sandsynligheden for at blive inficeret. Dette diskuteres nærmere i Teunis og Havelaar (2000)

7.2.3 Litteratursøgning på estimerede dosis-respons kurver

I bilag A er angivet kendt viden om sammenhænge mellem dosis og respons for patogener i tagvand. Der er kun angivet information for de patogener som er medtaget i den operationelle beskrivelse, dvs. opportunistiske bakterier (*Pseudomonas* og *Aeromonas*), *Campylobacter*, *Legionella* og protozoer (*Cryptosporidium* og *Giardia*).

Informationerne om dosis-respons kurver er vist grafisk i figur 7.1. Det fremgår af bilag A at der ikke er signifikant forskel på de infektiøse doser for de to typer protozoer, *Giardia* og *Cryptosporidium*, fordi de to konfidensintervaller overlapper hinanden. Derfor giver informationerne om dosis-respons kurverne endnu et argument for ikke at skelne mellem de to typer af protozoer i beregningerne af risikoen for infektion af protozoer. Baseret på epidemiologiske studier af et stort udbrud i USA er der også nogle der skønner den infektiøse dosis for *Cryptosporidium* så lav som 1-10 oocyster, altså lige så infektiøst som *Giardia*.



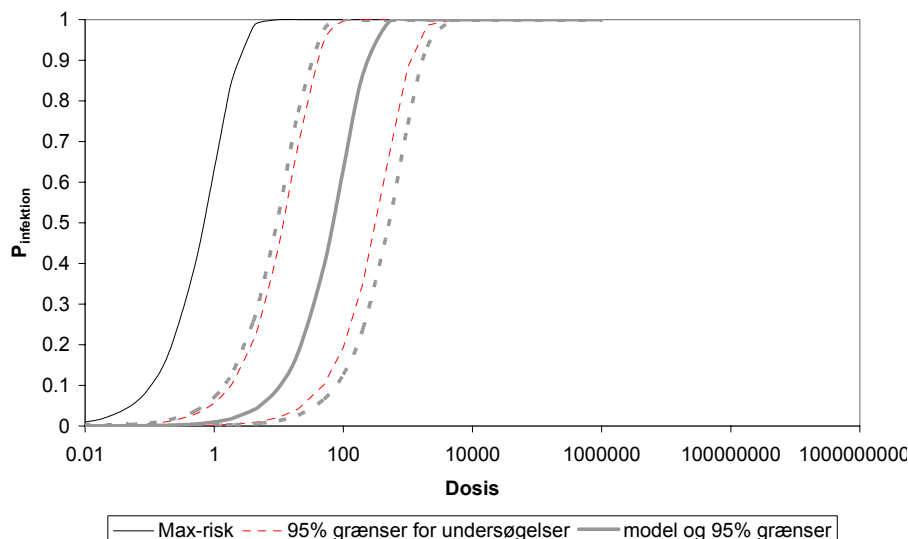
Figur 7.1 Oversigt over estimerede dosis-respons kurver i litteraturen. Den flade hældning for *Campylobacter* skyldes, at risikoen følger en Beta-Poisson model i modsætning til dosis-respons modellerne for de øvrige patogener.

7.3 Operationel beskrivelse af dosis-respons kurver i den kvantitative risikovurdering

Som det fremgår af det foregående er kendskabet til infektiøse doser og dosis-respons sammenhænge meget begrænset, ligesom den naturlige variation mellem forskellige individer er stor. Ved opstillingen af operationelle dosis-respons kurver er der benyttet afrapporterede undersøgelser af usikkerheden på dosis-respons sammenhænge. Der er tre væsentlige forbehold overfor disse studier:

1. Undersøgelserne er baseret på studier af en forholdsvis homogen gruppe af forsøgspersoner. De personer der eksponeres for tagvand vil være mere heterogen end forsøgsgruppen, fordi også sårbare grupper og ekstra resistente grupper indgår i undersøgelsen. Et eksempel på sårbare grupper er personer med svækket immunforsvar, f.eks. i forbindelse med antibiotika-behandling for andre patogener.
2. Undersøgelserne er baseret på et indtag af et veldefineret undertype af patogenet. Der er i praksis flere udgaver (strains) af patogenet. Disse strains kan have forskellige karakteristika, herunder infektivitet.
3. De undersøgte doser vil være høje for at sikre at et passende antal personer inficeres. Det gør det vanskeligt at ekstrapolere til lavere doser.

Disse faktorer bevirker, at den faktiske usikkerhed er større end den som er rapporteret i de foretagne undersøgelser. De usikkerheder der er skønnet på baggrund af de frivillige forsøgspersoner er derfor de mindst mulige usikkerheder. Ud fra de beregnede konfidensintervaller for forsøgspersonerne er derfor skønnet nogle nye konfidensintervaller for befolkningen som helhed, der er større end de der er baseret på de undersøgte personer. Et eksempel på sådanne konfidensintervaller er vist på figur 7.2. De præcise formuleringer af de skønnede konfidensintervaller er angivet i bilag A.



Figur 7.2 Eksempel på modellering af dosis-respons kurver. Der er optegnet de ydre konfidensgrænser for protozoerne med tynde røde stiplede linier. De fede grå kurver svarer til den model der benyttes i nærværende undersøgelse, incl. 95% konfidensgrænser. Det ses, at den skønnede model for dosis-respons har videre grænser end de enkelte modeller for *Giardia* og *Cryptosporidium*

8 Beregning af risiko

I kapitel 4, 6 og 7 er alle input til risikovurderingerne angivet. I nærværende kapitel gennemgås kort beregningsprincipperne generelt hvorefter resultaterne præsenteres.

8.1 Beregningsmetode

8.1.1 Opstilling af risikomodel

Følgende resultater ønskes beregnet:

Indikatorer	Dosis pr eksponering, $Dosis_{oralt}$ og $Dosis_{resp}$
Patogener	Risiko for infektion pr. eksponering, P_{inf} Risiko for infektion pr år, $P_{inf, år}$

Beregninger foretages konkret ved først at bestemme den dosis, som en person vil indtage i en konkret eksponering. Det foregår ved at udvælge en koncentration af patogen eller indikator og multiplicere den med et valgt indtag. Koncentrationen og indtaget vælges ud fra de sandsynlighedfordelinger der er beskrevet i hhv. kapitel 4 og 6. Dernæst udregnes for patogenerne den risiko der er ved den konkrete eksponering, dels pr. gang og dels pr. år.

Matematisk formuleres det på følgende måde:

$$Dosis_{oralt} = C_{patogen} * Q_{indtag, oralt} \quad (8.1a)$$

$$P_{inf, oralt} = \alpha_{oralt} P_{inf} \quad (8.1b)$$

$$Dosis_{resp} = C_{patogen} * Q_{indtag, resp} \quad (8.1c)$$

$$P_{inf, resp} = \alpha_{resp} P_{inf} \quad (8.1d)$$

$$P_{inf} = P_{inf, oralt} + P_{inf, resp} \quad (8.1e)$$

$$P_{inf, år} = 1 - (1 - P_{inf})^n \quad (8.1f)$$

hvor

$C_{patogen}$	er koncentrationen af patogener i tagvand, defineret i figur 4.6,
$Q_{indtag, i}$	er indtaget af tagvand pr. tømning der medfører hhv. oral og respiratorisk eksponering, defineret i afsnit 6.2,
P_{inf}	er defineret ved hhv. (7.1) og (7.2) med parametre fra bilag A,
α_{oralt}	er andelen af tømninger der medfører orale eksponeringer 6.2.1,
α_{resp}	er andelen af tømninger der medfører respiratoriske eksponeringer, defineret i afsnit 6.2.2, og
n	er antallet af eksponeringer pr år, defineret i figur 6.1.

Dermed er risikomodellen fastlagt. På baggrund af de tidligere kapitler fremgår det, at parametrene i ligningerne skal betragtes som stokastiske variable, både fordi der er en naturlig variation i de værdier som de kan antage eller som følge af og fordi viden om den faktiske naturlige variation er mangelfuld. Dermed er

resultaterne også stokastiske variable, som kan beskrives ud fra f.eks. middelværdi, spredning, største og mindste værdier osv.

8.1.2 Beregningsmetode

Hvis alle de stokastiske variable har samme fordelingstype er det relativt enkelt at udregne den resulterende fordeling eksakt. I denne sammenhæng benyttes flere typer af fordelinger, f.eks. log-normal fordeling for C_{tagvand} mens der for Q_{indtag} benyttes en trekant fordeling. I det tilfælde benyttes ofte Monte Carlo simuleringer som en hurtig og bekvem måde at beregne den resulterende fordeling.

Monte Carlo simuleringer er simple at udføre og tolke når modellen er opstillet og usikkerheden på de stokastiske variable beskrevet. Simuleringen udføres ved mange gange tilfældigt at udtage mulige værdier af input variablene og dermed udregne mulige udfald af indtag af indikatorvariable, risikoen for infektion pr gang og risikoen for infektion pr. år. Hvert af disse mulige anfald anses for at være lige sandsynlige. Ved simuleringens afslutning rangordnes de (lige sandsynlige) udfald og beskrives som en fordelingsfunktion for den resulterende fordeling.

De afrapporterede risici i nærværende rapport er udført med EDB-programmet @RISK (Palisade, 2002) på baggrund af 5.000 simuleringer. Derved er de resulterende fordelinger så godt beskrevet som muligt ud fra de fordelinger der er angivet.

8.2 Resultater af beregninger

Risikoen for at blive inficeret ved at tømme en regnvandsbeholder udregnes i alt 5000 gange ved at simulere 5000 forskellige kombinationer af koncentration i beholderen, volumen indtaget, dosis-respons for den konkrete person samt antallet af eksponeringer pr. år. For hver af disse simuleringer beregnes risikoen for infektion pr. eksponering og pr. år i den konkrete situation. Den konkrete situation betyder i denne sammenhæng, at en given person med en given modtagelighed (dosis-respons sammenhæng) under tømning af tagvandsbeholderen indtager en given mængde af tagvand med en bestemt koncentration af patogener.

I nogle tilfælde vil der være tale om at en person med høj resistens overfor det pågældende patogen indtager en lille dosis tagvand med lav koncentration af patogener. I denne situation er risikoen for infektion lavere end normalt. I andre tilfælde vil det være en sårbar person (f.eks. barn eller immuno-supprimeret) der på grund af en uheldig håndtering indtager usædvanligt meget vand der tilfældigvis har en høj koncentration af patogener. I den situation vil risikoen for infektion være meget højere end i de fleste tilfælde.

I denne rapport er der fokuseret på den "typiske risiko" og en "worst-case" risiko. Den typiske risiko er den infektionshyppighed der beregningsmæssigt overskrides i 50% af eksponeringerne. Risikoen svarende til "worst-case" er den risiko, der beregningsmæssigt vil være i op til 5% af eksponeringerne. Denne værdi svarer til den værste mulige situation, hvor det er en sårbar person der indtager mere vand end normalt og hvor vandet er mere forurenet end normalt.

Ud over en beregning af risikoen pr. eksponering udregnes også risikoen for infektion pr. år. Denne beregning har tre væsentlige antagelser:

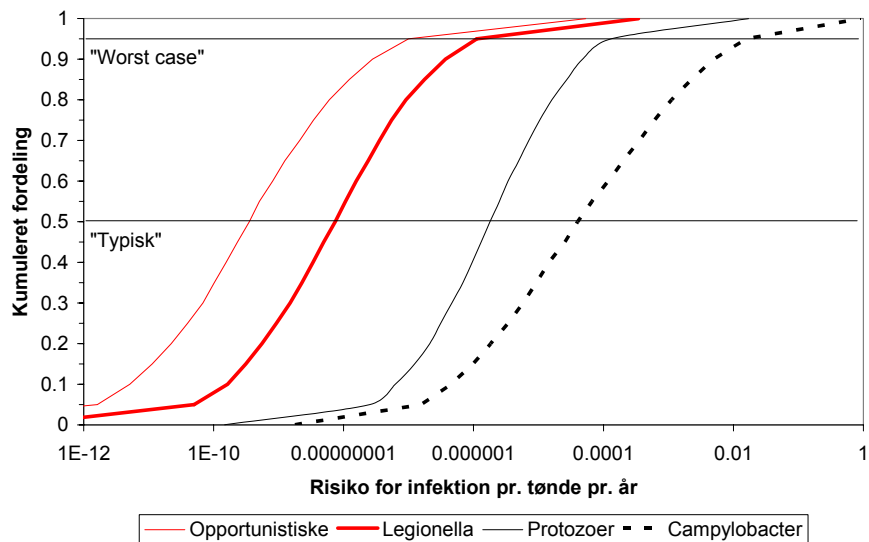
- Koncentrationen af patogener i beholderen er den samme hele året.
- Mængden af indtaget af tagvand er det samme for alle eksponeringerne

- Det er den samme person (eller flere personer med samme modstandsdygtighed), der eksponeres hver gang.

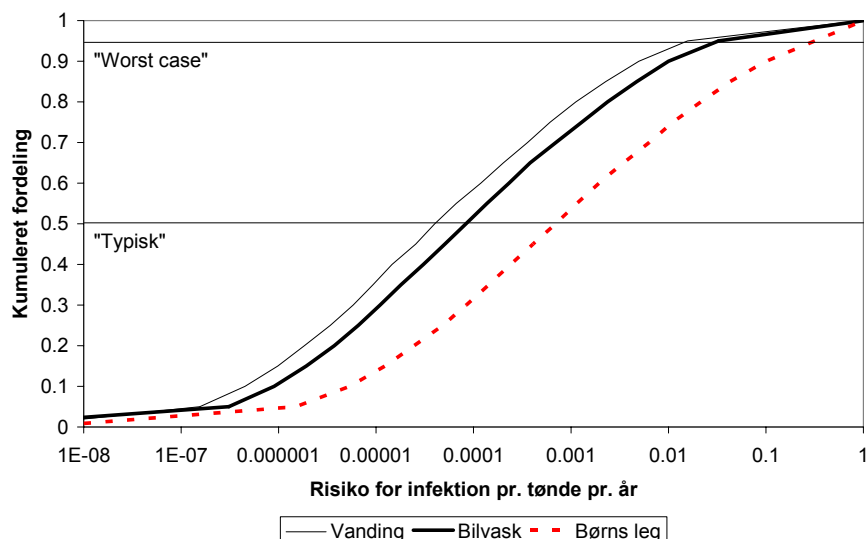
Det betyder at man må forvente, at den årlige risiko alt i alt overvurderes i "worst-case" beregningerne, om ikke andet så fordi indtaget ikke hver gang vil være højt samtidigt med at der er mange mikroorganismer i tagvandsbeholderen.

Risikoen i "typisk" og "worst-case" er angivet i tabeller, hvor den beregnede risiko kan aflæses. I figur 8.1 er hele fordelingen af beregnet infektionsrisiko for vanding i haven beregnet, scenarie 1. Det ses, at der typisk er en faktor 100 på den risiko som man i almindelighed udsætter sig for og den risiko som sårbare grupper i værste tilfælde udsætter sig for.

Det ses, at den største risiko er knyttet til *Campylobacter* og til protozoer. For *Campylobacter* vil man som worst-case scenarie have, at der er en risiko for at blive inficeret pr. tønde på 1 ud af 50 år eller at 1 ud af 50 tønder pr husstand vil medføre en infektion årligt. For de øvrige patogener er der en væsentligt mindre risiko for infektion.



Figur 8.1 Simuleret fordelingsfunktion for den årlige risiko for infektion ved vanding i haven. Den resulterende fordelingsfunktion spænder typisk over 3-4 størrelsesordner. Den viste kurve for *Legionella* er et øvre skøn baseret på meget konservative skøn over forekomst af *Legionella pneumophila*.



Figur 8.1 Risiko for infektion pr. år for *Campylobacter* for de forskellige scenarier.

Med hensyn til *Legionella* er der ikke tilstrækkelig information til at beregne en risiko for infektion fordi der ikke er nogen viden om forholdet mellem dosis og respons og fordi fordelingen af forekomsten i beholderen er skønnet meget konservativt. Der er beregnet en øvre grænse for risikoen for infektion ud fra antagelser om, at alle *Legionella* spp er *Legionella pneumophila* og at dosis-respons kurven er den værst tænkelige. Begge antagelser vides at være forkerte og derfor vil den faktiske risiko være skønsmæssigt 100 - 10.000 gange lavere.

Tabel 8.1 Scenarie 1: Vanding i haven. Beregnede værdier for indtag og risiko for infektion. For *Legionella* angives det respiratoriske indtag, mens der for de øvrige patogener angives det totale indtag. For *Legionella* er angivet den maksimale risiko hvis det antages at alle *legionella* er *legionella pneumophila* og at dosis-respons kurven er maksimum risk. Den reelle risiko vil være skønsmæssigt 100 - 10.000 gange lavere.

	Indtag		Risiko pr. eksponering		Risiko pr. år	
	Typisk	Worst case	Typisk	Worst case	Typisk	Worst case
<i>E. coli</i>	$2 \cdot 10^{-1}$	$8 \cdot 10^0$	-	-	-	-
Oppor.	$4 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-11}$	$8 \cdot 10^{-9}$	$4 \cdot 10^{-10}$	$7 \cdot 10^{-8}$
<i>Legionella</i>	$2 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$< 10^{-8}$	$< 10^{-6}$	$< 10^{-7}$	$< 10^{-5}$
<i>Campylobacter</i>	$2 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-2}$
Protozo	$2 \cdot 10^{-5}$	$9 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-4}$

Tabel 8.2 Scenarie 4: Bilvask. Beregnede værdier for indtag og risiko for infektion. For *Legionella* angives det respiratoriske indtag, mens der for de øvrige patogener angives det totale indtag. For *Legionella* er angivet den maksimale risiko hvis det antages at alle *legionella* er *legionella pneumophila* og at dosis-respons kurven er maksimum risk. Den reelle risiko vil være skønsmæssigt 100 - 10.000 gange lavere

	Indtag		Risiko pr. eksponering		Risiko pr. år	
	Typisk	Worst case	Typisk	Worst case	Typisk	Worst case
<i>E. coli</i>	$3 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^1$	-	-	-	-
Oppor.	$8 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-2}$	$8 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$7 \cdot 10^{-10}$	$2 \cdot 10^{-7}$
<i>Legionella</i>	$3 \cdot 10^{-8}$	$4 \cdot 10^{-6}$	$< 10^{-8}$	$< 10^{-6}$	$< 10^{-7}$	$< 10^{-5}$
<i>Campylobacter</i>	$3 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$9 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-3}$	$8 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-2}$
Protozo	$4 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-4}$

Tabel 8.3 Scenarie 5: Børns leg i haven. Beregnede værdier for indtag og risiko for infektion. Risikoen for infektion med *Legionella* beregnes til at være nul fordi der ikke dannes aerosoler ved børns leg.

	Indtag		Risiko pr. eksponering		Risiko pr. år	
	Typisk	Worst case	Typisk	Worst case	Typisk	Worst case
<i>E. coli</i>	3 · 10 ⁰	2 · 10 ²	-	-	-	-
Oppor.	7 · 10 ⁻³	5 · 10 ⁻¹	7 · 10 ⁻¹⁰	2 · 10 ⁻⁷	6 · 10 ⁻⁹	2 · 10 ⁻⁶
<i>Legionella</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Campylobacter</i>	3 · 10 ⁻³	2 · 10 ⁻¹	8 · 10 ⁻⁵	4 · 10 ⁻²	7 · 10 ⁻⁴	3 · 10 ⁻¹
Protozo	4 · 10 ⁻⁴	2 · 10 ⁻²	4 · 10 ⁻⁶	4 · 10 ⁻⁴	3 · 10 ⁻⁵	3 · 10 ⁻³

Den amerikanske miljøstyrelse har foreslået at værdien 1 · 10⁻⁴ (1 ud af 10.000 personer) som en acceptabel årlig risiko for protozoforårsaget infektion i forbindelse med indtagelse af drikkevand. Denne værdi er overholdt for protozoer, men ikke for *Campylobacter*. Protozo-infektioner anses normalt for at være mere komplicerede end infektion med *Campylobacter*. Haas (1996) har foreslået en kravværdi på 1 · 10⁻³ som en generel regel for infektion ved infektioner. Dette krav ses at være opfyldt for alle patogener i den typiske situation.

Der er lavet en række konservative antagelser i forbindelse med beregningerne. De mest konservative antagelser menes at være følgende:

- Det er antaget, at alle forekomster af *Legionella* er *Legionella pneumophila*. Det vides ikke at være tilfældet, men det vides ikke hvor konservativ vurderingen er.
- Det er antaget, at alle forekomster af protozoer er viable og zoonoser. Det vides at analysemetoden ikke skelner mellem døde og viable forekomster ligesom hovedparten af *Cryptosporidium* formodes at være af arten *C. baileyi* der ikke er zoonotisk.
- De opportunistiske patogeneres infektivitet overfor immuno-supprimerede personer er formodentligt voldsomt overvurderet, hvorfor worst-case beregningerne er meget konservative.
- For *Campylobacter* er den lille danske undersøgelse vægtet højt i vurderingen, hvilket medfører en højere risiko end hvis alle målinger der repræsenterer danske forhold var vægtet ens.
- Antallet af *Campylobacter* er også højt set i forhold til, at der i litteraturen er fundet referencer på, at patogene bakterier ikke kan forventes at overleve i mere end 5-10 dage på tage og i tagvandsbeholdere.
- Beregningsmetoden bevirker i sig selv, at "worst-case" beregninger for infektioner på årsbases er konservative; svarende til "usædvanligt worst-case". En mere realistisk beregning kunne være at lave en marginal simulering, hvor den samme person eksponeres hver gang, men med varierende indtag af volumen og forekomst af patogenerne.

Som et eksempel er beregnet hvor mange personer, der på årsplan vil blive inficeret med *Campylobacter* eller protozoer hvis alle parcelhuse installerede og brugte tagvandsbeholdere som beskrevet i nærværende rapport, se tabel 8.4. Internationale undersøgelser indikerer, at tallene i tabellen er konservative, specielt for *Campylobacter*.

Det totale antal inficerede med *Campylobacter* og protozoer pr år i Danmark skønnes at være hhv. 50.000 og 70.000, om end disse tal er meget usikre (Christensen *et al*, 2001, Arnbjerg-Nielsen *et al*, 2003). Indtag af vand anses aktuelt for at være en mindre smittevej. Hvis tagvandsbeholdere bliver meget udbredte kan denne smittevej dermed øge antallet af inficerede med op til 0,2 %, se tabel 8.4.

Tabel 8.4 Antallet af inficerede personer i Danmark hvis alle 1.000.000 parcelhuse installerer og benytter en tagvandsbeholder. For Scenarie 3 er dog benyttet de 125.000 parcelhuse svarende til antallet af parcelhuse med

små børn. Antallet af infektioner af *campylobacter* er i høj grad baseret på en lille dansk undersøgelse, mens andre internationale undersøgelser ville medføre et væsentligt mindre antal tilfælde på årsplan.

	Skønnet typisk antal inficerede	
	<i>Campylobacter</i>	Protozoer
Scenarie 1: Vanding	40	2
Scenarie 2: Bilvask	80	4
Scenarie 3: Børns indtag af vand under leg	90	4

8.3 Risikoreducerende tiltag

Ud fra de beregnede resultater er der identificeret følgende tiltag, som vil kunne reducere risikoen for infektion.

1. Henstand efter fyldning.

Krampitz og Holländer (1998) påpeger, at patogene bakterier vil have en overlevelsesetid på typisk 5-10 dage. Hvis det sikres, at det benyttede tagvand altid har henstået i minimum 10 dage burde risikoen for en *Campylobacter* infektion være mindsket væsentligt.

2. Fraseparering af den første afstrømning.

Det er i flere undersøgelser påpeget, at der er en tydelig variation i mængden af mikroorganismer i løbet af en afstrømningshændelse. Ved at afskære den første afstrømmede vandmængde vil indholdet af mikroorganismer herved mindskes væsentligt.

3. Forsigtig håndtering af vandet.

Risikovurderingen påpeger, at risikoen primært opstår i forbindelse med større indtag. Ved at undgå at anvende tagvand i haver med børn og undgå at børn leger med tagvandet vil risikoen blive mindsket væsentligt.

9 Sundhedsmæssig vurdering

I dette kapitel foretages en samlet sundhedsmæssig vurdering af anvendelse af tagvand i haver på baggrund af de foreliggende data og de risikovurderinger der er foretaget for udvalgte mikroorganismer.

Som det fremgår af de foregående kapitler er grundlaget for en sundhedsmæssig risikovurdering af anvendelsen af tagvand i haver mangelfuldt på en række områder. Der mangler detaljeret viden om opsamling, transport, opbevaring, forekomst, overlevelse og vækst af mikroorganismer i regnvandssystemer og i haver efter vanding. Der findes heller ikke detaljeret viden om børns og voksnes adfærd i forbindelse med opsamling og anvendelse af regnvand samt indtagelse i forbindelse hermed.

Der må regnes med en meget betydelig usikkerhed og variation i de parametre der indgår i beregningerne. Der vil i praksis findes situationer, hvor risikoen for infektion enten er særligt lille eller særligt høj. De antagelser der er gjort ved den statistiske modellering er tilstræbt neutral eller konservativ, så de reelle risici kan formodes at være mindre end de beregnede.

Det har på basis af eksisterende data kun været muligt at gennemføre en teoretisk risikoberegning for *Campylobacter*, de opportunistiske bakterier *Aeromonas* spp. og *Pseudomonas* spp., for *Legionella*, samt for protozoerne *Cryptosporidium* spp. og *Giardia*. Det ville være relevant også at udføre tilsvarende risikoberegninger for andre mikroorganismer som *Listeria* og *Mycobacterium avium*-komplekset, men der er ikke datagrundlag hertil.

Campylobacter må anses for langt den væsentligste sygdomsfremkaldende mikroorganisme. Risikoen pr. år for at få en infektion med *Campylobacter* er beregnet til mellem 2 % og 3 % i worst case scenarier i forbindelse med havevanding og bilvask og op til 30% ved hyppig indtagelse i forbindelse med børns leg i haven. Den beregnede typiske årlige risiko ligger endvidere tæt på eller over de kravværdier som er blevet foreslået for drikkevand af den amerikanske miljøstyrelse og Haas (1996) ved scenariet om børns leg i haven. Anvendelse af regnvand kan på basis heraf medføre en ikke uvæsentlig risiko for infektion med *Campylobacter*. Det skal i den forbindelse understreges, at beregningerne for *Campylobacter* hviler på en enkelt dansk undersøgelse med to positive prøver ud af 17 undersøgte, mens der ikke er fundet *Campylobacter* i to større udenlandske undersøgelser af regnvandstanke, i alt 257 prøver, der alle var negative. Den relativt hyppige forekomst i de danske målinger er også i modstrid med hypotesen om, at patogene bakterier vil hændø i løbet af 5-10 dage i beholderen.

For de opportunistiske bakterier *Aeromonas* spp. og *Pseudomonas* spp. findes risici i alle scenarier på mindre end 10^{-5} , således at den reelle risiko formentlig er betydeligt lavere både per eksponering og samlet per år. *Aeromonas* spp. og *Pseudomonas* spp. vurderes således ikke at have væsentlig sundhedsmæssig betydning.

For alle *Legionella* species tilsammen findes at eksponering (ved indånding som er den afgørende eksponering) i alle scenarier er mindre end 10^{-5} , dvs. langt lavere end den forventede infektiøse dosis for den patogene *Legionella pneumophila*. De beregnede risici er i alle scenarier væsentligt mindre end

10⁻⁵. Det vurderes derfor at *Legionella* ikke er af væsentlig sundhedsmæssig betydning i forbindelse med anvendelse af regnvand.

For protozoerne gælder at det hovedsageligt er *Cryptosporidium*, der er fundet i regnvandstanke. *Cryptosporidium parvum* er sygdomsfremkaldende hos mennesker men kan ved analytiske undersøgelser ikke skelnes fra andre Cryptosporidier som *Cryptosporidium baileyi* og *Cryptosporidium meleagridis* som også hyppigt findes hos fugle, men som ikke er sygdomsfremkaldende hos mennesker. For protozoerne er der, når der ses bort fra disse forhold, fundet risici på mellem 10⁻⁴ og 10⁻³ i nogle worst case scenarier. Samlet vurderes det at protozoer næppe har sundhedsmæssig betydning i forbindelse med anvendelse af regnvand.

Listeria er vidt udbredt i naturen og hos dyr og mennesker. Det er derfor sandsynligt at Listeria findes i regnvandstanke, men der foreligger ikke undersøgelser heraf. Ved undersøgelser af levnedsmidler anføres risiko ved koncentrationer over 100 cfu per gram. Umiddelbart skønnes det på denne baggrund at en væsentlig infektionsrisiko i forbindelse med anvendelse af regnvand ville kræve urealistisk høje koncentrationer af Listeria i vandet.

For Mycobacterium avium-komplekset er fundet infektiøse doser af størrelsesordenen 10⁸ dvs af samme størrelsesorden som for *Aeromonas* spp. og *Pseudomonas* spp. Mycobacterium avium-komplekset er fundet i regnvandstanke med samme hyppighed som *Aeromonas* spp. og *Pseudomonas* spp., men koncentrationer kendes ikke. Umiddelbart må det skønnes at infektionsrisikoen i forbindelse med forekomst af Mycobacterium avium-komplekset kan være af samme størrelsesorden som ved forekomst af *Aeromonas* spp. og *Pseudomonas* spp. og derfor ikke af væsentlig sundhedsmæssig betydning.

Der er fundet en stor hyppighed af *E. coli* og andre fæcale indikatororganismer i regnvandstanke som tegn på at disse som oftest er forurenede med dyrefføring. De fundne koncentrationer i regnvandstanke ligger i omkring 7 % af tilfældene over de krav der stilles til badevand.

Ifølge beregningerne indtages ved hver eksponering 0,2 – 3 coli i de typiske scenarier og op til 200 coli i worst case scenariet ved børns leg i haven. I sidst nævnte scenarie regnes med at børn kan komme til at indtage en vandmængde svarende til indtaget under badning, hvilket næppe er realistisk. Risikoen for infektion med *E. coli* i de beregnede indtagne mængder kan ikke fastlægges, idet der mangler viden om dosis-responsammenhæng for zoonotiske *E. coli* og andre zoonotiske fækale indikatororganismer hos mennesker.

I lande hvor man bruger regnvand til husholdningsbrug er rapporteret om tilfælde af sygdomme hvor inficerede tagvandsbeholdere har været årsagen. Både klimaet og en langt bredere anvendelse af tagvand i disse lande gør imidlertid at man ikke kan sammenligne med forholdene i Danmark.

Som anført tidligere hviler modelberegningerne på tilstræbt neutrale eller konservative antagelser. Samlet må det vurderes at anvendelse af opsamlet regnvand i Danmark under uheldige sammentræf af omstændigheder, f.eks. i forbindelse med et ekstraordinært stort indtag hos børn og hos særligt følsomme befolkningsgrupper vil kunne medføre en mulig infektionsrisiko på grund af eksponering for patogene bakterier og parasitter.

Under almindelige omstændigheder må infektionsrisikoen ved anvendelse af tagvand i haver på baggrund af den nuværende viden anses for lille.

10 Konklusion

Nærværende undersøgelse belyser nogle af konsekvenserne ved at etablere og benytte afstrømmet tagvand i parcelhushaver. Udgangspunktet for undersøgelsen er, at tagvand i praksis vil blive anvendt til et af følgende formål:

- Vanding af blomster, græsplæne mv.
- Bilvask
- Børns leg i haven

Der er foretaget et groft skøn over hvilke miljøfremmede stoffer der kan tænkes at udgøre et problem i forbindelse med udspredning af vandet i haven. Konklusionen på den sidstnævnte problemstilling er, at udledning af PAH-forbindelser kan være problematiske ved nylagte tagpap-tag og at zink fra zink-tage måske kan være et miljøproblem, men næppe et problem i forbindelse med eksponering overfor mennesker.

Rapporten belyser primært de mikrobielle risici overfor mennesker, altså risikoen for at indtage noget af det afstrømmede tagvand og dermed blive inficeret af et patogen. Der er væsentlige mangler i de tilgængelige data for såvel opsamling og opmagasinering af vandet, hvilke patogener der kan være tilstede i vandet samt hvorledes det kan tænkes at påvirke mennesker.

Risikovurderingen omfatter infektionsrisikoen under benyttelsen af det opsamlede tagvand. Antallet af patogener i haven øges ikke væsentligt ved at benytte tagvand i haven i forhold til mængden af patogener, som i forvejen er i haven. Risikoen ved for eksempel at opholde sig i haven når der ikke vandes og indtage grøntsager vandet med tagvand antages ikke at være forhøjet i forhold til andre haver, hvor tagvand ikke benyttes i haven.

For to patogener har det ikke været muligt at foretage en kvantitativ beregning af risikoen. For de øvrige patogener er der angivet en risiko for infektion angivet på to måder, dels som risikoen for infektion pr. gang man er i kontakt med vandet og dels den samlede risiko pr. år ved forskellige typer af anvendelser. De nødvendige antagelser er tilstræbt neutrale eller konservative, om end omfanget heraf ikke kan bedømmes. De reelle risici kan formodes at være mindre end de beregnede.

Der er udført beregninger for fire typer af patogener:

- Opportunistiske patogener, repræsenterende *Aerosomonas* spp og *Pseudomonas* spp
- *Legionella* spp.
- Protozoer, repræsenterende *Giardia* spp. og *Cryptosporidium* spp.
- *Campylobacter* spp.

Det var oprindeligt planlagt, at *Salmonella* spp også skulle indgå i beregningerne, men litteraturstudiet påviste, at *Salmonella* var hyppigt undersøgt og at kun 2 ud af 913 analyser var positive. Den infektiøse dosis er endvidere ret høj og derfor er det umiddelbart klart, at risikoen for en infektion med *Salmonella* er lav.

Det bemærkes, at alle patogener er baseret på arter af patogener. Det vides, at nogle af undergrupperne af disse arter ikke er infektiøse overfor mennesker, men der er i litteraturen ikke angivet målinger, der muliggør at skelne mellem de

patogene og de ufarlige mikroorganismer. Det er derfor antaget at alle de fundne mikroorganismer er patogener, hvilket vides at medføre konservative beregninger, specielt for bakterien *Legionella* spp, der er almindeligt forekommende i vand, men kun sjældent i dens patogene form.

Risikoen for infektion er meget lav for såvel *Legionella* som de opportunistiske patogener. De højeste risici beregnes ved eksponering overfor *Campylobacter* og protozoer. De beregnede risici overskrider i nogle tilfælde det niveau som den amerikanske miljøstyrelse har foreslået som en acceptabel årlig risiko for protozoforårsaget infektion i forbindelse med indtagelse af drikkevand (1 ud af 10.000 eksponerede). I særlige tilfælde kan risikoen være væsentligt højere, beregningsmæssigt så højt som 1 ud af 3 tilfælde pr år hvis børn under leg indtager væsentlige mængder vand med forhøjede koncentrationer af *Campylobacter*. Dette tal er dog beregnet under nogle forudsætninger som er meget konservative, og den faktiske risiko må vurderes til at være lavere.

Der er udført en konsekvensberegning for antallet af inficerede personer i Danmark hvis alle parcelhuse får installeret og bruger en tagvandsbeholder regelmæssigt. I det tilfælde vil man årligt forvente op til 40-90 *Campylobacter* infektioner og 2-4 infektioner med protozoer afhængigt af anvendelsen. Det skal i den forbindelse bemærkes, at hvis de 17 danske analyser for *Campylobacter* tillægges samme vægt som de 257 udenlandske prøver med sammenligneligt klima mv. ville det beregnede antal inficerede være omtrent 100 gange mindre, altså under et tilfælde årligt. Disse tal kan sammenholdes med det totale årlige antal infektioner med *Campylobacter* og protozoer, der skønsmæssigt udgør hhv. 50.000 og 70.000 tilfælde årligt.

Risikoen kan mindskes ved kun at benytte vand der har henstået i minimum 10 dage, ved at fraseparere den første del af afstrømningen og ved at håndtere vandet så børn ikke kommer i kontakt med det.

Samlet må det vurderes at anvendelse af opsamlet regnvand i Danmark under uheldige omstændigheder vil kunne medføre en mulig infektionsrisiko på grund af eksponering for patogener bakterier og parasitter.

Under almindelige omstændigheder må infektionsrisikoen ved anvendelse af tagvand i haver på baggrund af den nuværende viden anses for lille.

11 Referencer

Albrechtsen, H-J (1998): Boligernes vandforbrug. Mikrobiologiske undersøgelser af regn- og grävandsanlæg. Miljøstyrelsen og Bolig- og Byministeriet. ISBN: 87-985613-9-1.

Albrechtsen, H-J, M Henze, PS Mikkelsen og O Adeler (1998): Boligernes Vandforbrug. Den udnyttelige regnvandsressource. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen og Boligministeriet. ISBN 87-985613-4-0.

Adeler, O og P Harremoës (2000): Vurdering af hygiejniske risici ved håndtering af urent vand i huse. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning nr 3. Miljøstyrelsen, København.

Andersen, JS og T. Hald (2001): Risikovurdering ved anvendelse af vandingskanoner til udspredding af gylle fortyndet med vand. Miljøprojekt nr. 606. Miljøstyrelsen, København. ISBN 87-7944-564-0.

Arnbjerg-Nielsen, K, L Hansen, J Kjølholt, F Stuer-Lauridsen, AB Hasling, TA Stenström, C Schönning, T Westrell, A Carlsen og B Halling-Sørensen (2003): Risikovurdering af anvendelse af helt eller delvist opsamlet komposteret human fæces i private havebrug. Miljøstyrelsen, København. Under udarbejdelse.

Bermudez, LE, D Wagner and D Sosnowska (2000): Mechanisms of *Mycobacterium avium* Pathogenesis. Archivum Immunologiae et Therapiae Experimentalis 48: 521-27.

Christensen, B, H Sommer, H Rosenquist and N Nielsen (2001): Risk Assessment on *Campylobacter jejuni* in chicken products. First edition. The Danish Veterinary and Food Administration.

Codex Alimentarius Commission (1999): Principles and Guidelines for the conduct of Microbiological Risk Assessment. joint FAO/WHO food standards programme. Codex Committee on Food Hygiene, 32th session, Rome, Italy, 28 June - 3 July 1999.

Crabtree, KD, RH Ruskin, SB Shaw og JB Rose (1996): The detection of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in cistern water in U.S. Virgin Islands. Water-Research 30: 208-16.

Dupont, H, C Chappell, C Sterling, P Okhuysen, J Rose and W Jakubowski (1995): Infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers. New England Journal of Medicine, 332 (13): 855-59

Fewtrell, L. og J Bartram (2001): Water Quality: Guidelines, standards and health. Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease. IWA Publishing, London on behalf of World Health Organization. ISBN 1 900222 28 0.

Gardena (2002): Produktoplysninger hentet på www.gardena.dk.

Hansen, HC (2002): Personlig kommunikation. Danmarks Veterinærinstitut

Hardalo C og SC Edberg (1997): *Pseudomonas aeruginosa*: Assessment of risk from drinking water. *Critical Reviews in Microbiology*, 23, 47-75.

Haas, C.N. 1996. Acceptable microbial risk. *Journal of the American Water Works Association*, 88, 12, 8.

Haas, CN, CS Crockett, JB Rose, CP Gerba og AM Fazil (1996): Assessing the risk posed by oocysts in drinking water. *Journal of American Water Works Association* 88: 131-136.

Heijerick, DG, CR Janssen, C Karlén, IO Wallinder og C Leygraf (2002): Bioavailability of zinc in runoff water from roofing materials. *Chemosphere*, 47, 10, 1073-1080.

Holländer, R., M Bullermann, C Gross, H Hartung, K König, F-K Lücke og E Nolde (1996): Mikrobiologisch-hygienische Aspekte bei der Nutzung von Regenwasser als Betriebswasser für Toilettenspülung, Gartenbewässerung und Wäschewasser. *Gesundheitswesen* 58: 288-93.

Høiby, N, red. (1993): Basal og klinisk mikrobiologi. FADL's forlag.

Inderlied CB, CA Kemper and LEM Bermudez (1993): The *Mycobacterium avium* Complex. *Clinical Microbiology Reviews*. American Society for Microbiology. July: 266-310.

Janning, KF, GH Kristensen og M Andersen (2001): Øget genanvendelse af gråt spildevand i fællesanlæg i større bysamfund. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning nr 19. Miljøstyrelsen, København.

Koplan, JP, RD Dean, WH Swanston og B Tota (1979): Contaminated roof-collected rainwater as a possible cause of an outbreak of salmonellosis. *Journal of Hygiene*, 8, 1, 303-309

Krampitz, E. og R. Holländer (1998): Longevity of pathogenic bacteria especially *Salmonella* in cistern water. *Zbl.Hyg.Umweltmed.* 202.389-397. 1998/99)

Ledin, A., KPS Auffarth, R Boe-Hansen, E Eriksson, H-J Albrechtsen, A Baun og PS Mikkelsen (2003): Identifikation af potentielt problematiske parameter i regnvand opsamlet fra tage og befæstede arealer. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning, Miljøstyrelsen, København. Under udarbejdelse.

Lorch, H-J (1996): Bakteriologische und chemische Bewertungsmaßstäbe für die Regewassernutzung. *GWF Wasser-Abwasser*, 137, 133-39.

Medema, GJ, PFM Teunis, AH Havelaar, CN Haas (1996): Assessment of the dose-respons relationship of *Campylobacter jejuni*. *International Journal of Food Microbiology*, 30, 1996, 101-111.

Okhuysen PC, CL Chappell, CR Sterling, W Jakubowski og HL Dupont (1998): Susceptibility and serologic response of healthy adults to reinfection with *Cryptosporidium parvum*. *Infection and Immunity*, 66, 2, 441-443.

Olson BH and Nagy LA (1984): *Microbiology of Potable Water*: Adv. Applied Microbiol. 30, 73-130.

Ottoson, J og TA Stenström (2003): Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research*, 37, 3, 645-655.

Palisade (2002): @RISK [EDB-program], version 4.5. Palisade Corporation, Newfield, NY, USA.

Palmgren, H (2002): Importance of wild birds in the spread of *Salmonella*. Umeå University Medical Dissertations. New series No 795.

Ross, MA og CA Lembi (1985): Applied weed science, Burgess Publishing Company, Minneapolis.

Rose, JB, CN Haas og S Regli (1991): Risk assessment and the control of waterborne giardiasis. American Journal of Public Health, 81, 709 - 713.

Rusin, PA, JB Rose og CN Haas (1997): Risk Assessment of opportunistic bacterial pathogens in drinking water. Rev, Environ. Contam. Toxicol, 152, 57-83.

Simmons, G, V Hope, G Lewis, J Whitmore og W Gao (2001): Contamination of potable roof-collected rainwater in Auckland, New Zealand. Water Research, 35, 6, 1518 - 1524.

Smith, M, M Henze og A Ledin (2001): Identifikation af gråvandsanlæg. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning nr 9. Miljøstyrelsen, København.

Spildevandscenter Avedøre (2000): Grønt regnskab 1999. Udarbejdet i samarbejde med COWI.

Spildevandscenter Avedøre (2001): Grønt regnskab 2000. Udarbejdet i samarbejde med COWI.

Teunis, PFM, OGvd Heijden, JWBvd Giessen og AH Havelaar (1996): The dose-response relation in human volunteers for gastro-intestinal pathogens, National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.

Teunis, PFM og AH Havelaar (2000): The Beta Poisson Dose-Response model is not a single-hit model. Risk Analysis, 20, 4, 513-520.

Uba BN og O Aghogho (2000): Rainwater quality from different roof catchments in the Port Harcourt district, Rivers State, Nigeria. J Water SRT – Aqua, 49, 281-288.

Yaziz, MI, H Gunting, N Sapari og AW Ghazali (1989): Variations in rainwater quality from roof catchments. Water Research, 33, 6, 761-65.

Bilag A

Beskrivelse af usikkerheder på dosis-respons kurver

Litteraturstudiet over relevante dosis-respons undersøgelser har resulteret i 1-4 bearbejdnings af forsøgene. For både *Cryptosporidium* og *Giardia* gælder dog, at de afrapporterede skøn over parametre dækker over de samme undersøgelser. For *Legionella pneumophila* er der ikke udført forsøg med mennesker, fordi raske personer kræver en høj dosis og sårbare personer har en ganske høj dødelighed.

Tabel A.1 Kendte infektiøse doser for relevante mikroorganismer ved oral indtagelse. For *Legionella* er dog angivet infektiøs dosis svarende til respiratorisk indtagelse. Der er for nogle parametre angivet 95% konfidensintervaller. angivelserne af infektiøs dosis er skønnet til at være I_{10} med mindre andet er anført. For *Aeromonas* og *Pseudomonas* kan den infektiøse dosis være endnu højere for nogle stammer.

Mikroorganisme	Infektiv dosis	Model, $k / N_{50}, \alpha$	Ref.*
<i>Aeromonas hydrophila</i>	10^{7-8}		1
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	10^{7-10}		1
<i>Legionella pneumophila</i>	< 100 inhal. hos marsvin		1
<i>Campylobacter</i>		$N_{50} = 896$ $\alpha = 0,145$	2
<i>Cryptosporidium</i>	$I_{50} = 30$	238 (132-465)	3
		249 (138-487)	4
		2865*	5
		50,25 (17 - 227)	6
<i>Giardia</i>		50,23	5
			7

* 1: Rusin *et al* (1997), 2: Medema *et al* (1996), 3: Dupont *et al* (1995), 4: Haas *et al* (1996), 5: Teunis *et al* (1996), 6: Okhuysen *et al* (1998) 7: Rose *et al* (1991).

** Undersøgelsen er baseret på 19 voksne inficeret et år efter sygdom med *C. parvum*.

På baggrund af undersøgelserne er der skønnet nogle variationer for parametrene der medfører en højere variation i befolkningen end den som er målt på forsøgspersonerne. Disse variationer er parametriseret som angivet i tabel A.2.

Tabel A.2 Operationelle dosis-respons sammenhænge benyttet i nærværende undersøgelse. Betegnelsen $X \sim N(m, s)$ betyder, at X tilhører en normalfordeling med middelværdi m og spredning s . \ln betegner den naturlige logaritme. Den sidste søjle angiver parametrenes variationsområde.

Patogen	Modeltype	Parametre	Median og 95% konfidensgrænser
Opportunistisk	Eksp.	$\ln k \sim N(16,1; 2,3)$	$10^7 (10^5 - 10^9)$
<i>Legionella</i> *	Eksp	$k > 1$	
<i>Campylobacter</i>	Beta-Poisson	$N_{50} = 900$	900
		$\ln \alpha \sim N(-1,93; 1,2)**$	0,145 (0,013 - 1,6)
Protozoer	Eksp	$\ln k \sim N(4,6; 1)$	99 (13 - 735)

* Der er ikke tilstrækkeligt information til at kunne angive en dosis-respons kurve. Der er udført skøn svarende til maksimum-risk modellen.

** Den angivne model er gældende indtil et indtag på omkring 10 *Campylobacter*.