

# De stedelijke watertransport infrastructuur als enabler voor resource recovery



New Urban Water Transport Systems

**Projectmanager: Prof dr ir Jan Peter van der Hoek, MBA**

**Auteurs: Dr ir Ljiljana Zlatanovic, MSc en Prof dr ir Jan Peter van der Hoek, MBA**

**Juni, 2021**



## Samenvatting

Terugwinnen van grondstoffen uit de stedelijke watercyclus is een concept dat steeds meer aandacht krijgt bij de transitie naar een circulaire economie. Mogelijkheden zijn de terugwinning van nutriënten, energie en water zelf. Afvalwater bevat stikstof, fosfor en energie en biedt daardoor goede mogelijkheden voor 'resource recovery'. De huidige stedelijke waterinfrastructuur is echter niet ingericht op resource recovery: bij de inrichting daarvan stonden waterkwaliteit, waterkwantiteit, volksgezondheid en milieu, veiligheid en comfort centraal als ontwerpparameters. Resource recovery vraagt om geconcentreerd afvalwater. Dat kan worden bereikt door afvalwaterverduunning te beperken, bijvoorbeeld door het verminderen van het huishoudelijk drinkwaterverbruik via regenwateropvang en gebruik, grijswaterhergebruik, en toepassing van ultra-waterbesparende apparatuur. Concentreren van afvalwater is ook mogelijk door de toepassing van voedselrestenvermalers in de keuken ('kitchen waste grinders'). Al deze interventies hebben echter een groot effect op de drinkwatertransport- en afvalwatertransportinfrastructuur: het transport van drinkwater in het bestaande stelsel wordt minder, terwijl in het afvalwatertransport stelsel hoger geconcentreerd afvalwater aanwezig is.

In het project New Urban Water Transport Systems (NUWTS) stond de vraag centraal hoe de stedelijke watertransport infrastructuur zou moeten worden aangepast als resource recovery meegenomen wordt als ontwerpparameter, en in welke mate volksgezondheidsrisico's en milieu impact, en comfort, daarmee veranderen.

In *hoofdstuk 2* is het studiegebied beschreven dat als case heeft gediend in dit onderzoek: Prinseneiland, een kleinschalige woonwijk in het centrum van Amsterdam, met een oppervlak van ca. 3 ha, 418 huishoudens en 55 bedrijfspanden. In dit gebied is een vermaasd drinkwaternet aanwezig en een gecombineerd rioolstelsel. De volgende NUWTS scenario's zijn gekozen om de mogelijkheden van resource recovery uit afvalwater te vergroten: opvangen van regenwater voor toiletspoeling en wasmachine, hergebruik van grijswater voor toiletspoeling en wasmachine, toepassing van ultra-waterbesparende apparatuur en toepassing van voedselrestenvermalers in combinatie met waterbesparende apparatuur.

In het project New Urban Water Transport Systems is de klant centraal gesteld: die gebruikt drinkwater en heeft mogelijkheden het gebruik daarvan te beïnvloeden. Via het gebruik van drinkwater en regen- of grijswater, en toepassing van voedselrestenvermalers, beïnvloedt de klant het volume en samenstelling van afvalwater. Daarom is in *hoofdstuk 3* een geïntegreerd model ontwikkeld van de stedelijke watertransport infrastructuur om de NUWTS scenario's te testen op hydraulische aspecten en waterkwaliteitsaspecten. Gebruik is gemaakt van InfoWorks®-software voor de hydraulica en waterkwaliteit, en SIMDEUM® en de extensie SIMDEUM WW® voor de stochastische drinkwater vraag en afvalwater afvoerpatroon. Tevens is een afvalwaterbemonsteringscampagne uitgevoerd op Prinseneiland om het model te valideren met betrekking tot nutriënten fosfor (P), stikstof (N) en koolstof (C) in het afvalwater.

Het geïntegreerde model bleek de volumestromen in het drinkwaternet en rioolstelsel op Prinseneiland goed te voorspellen, evenals de massastromen P, N en CZV (chemisch zuurstofverbruik als maat voor C) in het rioolstelsel. Toepassing van NUWTS scenario's blijkt een groot effect te hebben op verblijftijden en snelheden in het drinkwaternet. Om het zelfreinigende vermogen te bereiken is een vertakt netwerk met kleinere diameters

noodzakelijk. Door implementatie van NUWTS scenario's neemt de nutriëntenbelasting in de riolering toe, terwijl de piekstromen drastisch worden verminderd. Kleinere diameters en groter verhang is een aanpak om zelfreinigend vermogen van het rioolstel te behouden. Toepassing van waterbesparende scenario's leidt tot een toename van microbiële en virale belasting van het afvalwater en vraagt om nader onderzoek.

In *hoofdstuk 4* is ingegaan op de gezondheidsrisico's van de waterbesparende strategieën: regenwateropvang en grijswaterhergebruik. De risico's zijn in kaart gebracht van het gebruik van regenwater en grijswater voor toiletspoeling. Tevens zijn de gezondheidsrisico's van kruisverbindingen bepaald: douchen met regenwater of grijswater, en drinken van regenwater of grijswater. De gezondheidsrisico's zijn bepaald met een kwantitatieve microbiële risicobeoordeling (QMRA, Quantitative Microbial Risk Assessment).

Uit de risicoanalyse is gebleken dat inademing van aerosolen door toiletspoeling met regenwater de belangrijkste blootstellingsroute is met *L. pneumophila* als de belangrijkste ziekteverwekker. Het infectierisico daarvan ligt boven de benchmark van  $10^{-4}$  pppy (1 infectie per 10.000 inwoners per jaar). Het regenwater kan worden gebruikt voor toiletspoeling nadat er voldoende behandeling is door middel van 5-log verwijdering van *L. pneumophila*. Het risico van infectie door *P. aeruginosa* in onbehandeld grijswater voor toiletspoeling is lager dan de benchmark van  $10^{-4}$  pppy. Behandeling van grijswater wordt echter aanbevolen vanwege het vermogen van *P. aeruginosa* om na te groeien in hergebruiksystemen, zelfs na desinfectie. Kruisverbindingen tussen drinkwater en grijswater/regenwatersystemen vormen een hoog dagelijks risico op infectie door *E. coli* O157: H7 door het drinken en een hoog jaarlijks risico op infectie door *S. aureus* en *L. pneumophila* door het douchen. Om de microbiële risico's te verminderen, kunnen verschillende maatregelen worden getroffen. De eenvoudigste maatregel is het sluiten van het toiletdeksel tijdens het doorspoelen. De opvang en opslag van grijs- en regenwater moet goed worden beheerd om overmatige groei van ziekteverwekkers in het opslagsysteem te voorkomen. De kruisverbindingen kunnen worden vermeden door op risicobeheersing gerichte loodgietersinstallaties en testprocedures te ontwikkelen.

In *hoofdstuk 5* is de milieu impact van de NUWTS scenario's vastgesteld. Daarvoor is een levenscyclus analyse uitgevoerd (LCA, Life Cycle Analysis). Als milieu impact is gekeken naar energieverbruik, broeikasgasemissie, waterverbruik en eutrofiëringspotentieel. De onderzochte scenario's zijn (1) het grijswaterscenario met gebruik van grijswater voor toiletspoeling en wasmachine, (2) het regenwaterscenario met gebruik van regenwater voor toiletspoeling en wasmachine, (3) het gebruik van ultra-besparende apparatuur, en (4) het gebruik van voedselrestenvermalers. In elk scenario zijn twee manieren van slibbehandeling beschouwd. De eerste manier betrof transport van slib uit de centrale RWZI Amsterdam-West naar een drooginstallatie in Alkmaar op 40 km afstand. De tweede manier betrof thermische slib hydrolyse en luchtstripping van afvalwater van de vergister op de RWZI Amsterdam-West om stikstof terug te winnen gecombineerd met transport van slib naar een mono-verbrandingsinstallatie in Dordrecht (afstand 100 km) om P terug te winnen. In het baseline scenario (bestaande watertransportinfrastructuur, geen toepassing van NUWTS scenario's) is uitgegaan van meeverbranding van slib met het gemeentelijke afval (RWZI Amsterdam-West grenzend aan de afvalverbrandingsinstallatie van AEB, afstand 0 km).

Uit de analyse bleek dat de toepassing van ultra-waterbesparende apparatuur, in combinatie met struviet recovery, biogas recovery en de droging van slib voor

energieterugwinning bij gecentraliseerde afvalwaterzuivering, de meest effectieve interventie is voor de overgang naar resource efficiënte stedelijke watersystemen. Valorisatie van keukenafval via afvalwaterstromen (toepassing van voedselrestenvermalers) verhoogt het potentieel voor eutrofiëring gedurende de levenscyclus door de verhoogde emissie van nutriënten via het effluent. Aan de andere kant biedt het grote kansen voor nutriënten- en energierecuperatie op een gecentraliseerd niveau van afvalwater- en slibbehandeling. Hergebruik van grijswater presteert beter dan de opvang van regenwater met betrekking tot energieverbruik, emissie van broeikasgassen en het waterverbruik gedurende de levenscyclus, voornamelijk vanwege de lagere vraag naar afvalwaterbehandeling en een hogere efficiëntie van biogas en struviet recovery. Het opvangen van regenwater vertoont echter een lager potentieel voor eutrofiëring ten opzichte van hergebruik van grijswater, voornamelijk als gevolg van een lagere instroom van nutriënten in de RWZI en dus een lagere afvoer van nutriënten naar ontvangende waterlichamen. Thermische hydrolyse van slib en luchtstrippen als methoden voor stikstof recovery verhogen, ondanks het compenseren van N-gebaseerde chemische meststoffen en het produceren van een hoge biogasopbrengst, de milieubelasting enorm, vanuit elk impact perspectief, en zijn daarmee geen aantrekkelijke aanpakken voor het terugwinnen van hulpbronnen. De combinatie van monoslibverbranding en fosfor recovery uit slibas kan een efficiëntere methode voor slibbeheer zijn in vergelijking met slibverbranding met betrekking tot energieverbruik, broeikasgas emissie, en het potentieel voor eutrofiëring van zoet water.

In *hoofdstuk 6* is een SWOT analyse (Strengths – Weaknesses – Opportunities – Threats) uitgevoerd om strategieën te identificeren waarmee de implementatie NUWTS scenario's kunnen worden ondersteund. De SWOT analyse is uitgevoerd via een enquête naar alle projectpartners. Er zijn in totaal 16 reacties ontvangen. Strategieën die in elke scenario's kunnen worden toegepast zijn (1) het versterken van de relaties en verdieping van de samenwerking tussen stakeholders op het gebied van "water-food-energy", (2) beschikbaar stellen van overheidsmiddelen om innovaties en doorontwikkeling van systemen voor grootschalige toepassing te stimuleren, (3) het verbeteren van de infrastructuur en introductie van nieuwe ontwerpprincipes, en (4) bewustmaking van het publiek door middel van social marketing en publieks- en educatieve campagnes.

In *hoofdstuk 7* is antwoord gegeven op de vraag of de beoogde opbrengsten van de werkpakketten (WP) zijn gerealiseerd. De literatuurstudie als opbrengst van WP1 heeft inzicht gegeven in de condities die nodig zijn in de stedelijke watercyclus voor resource recovery. Ongeveer 150 referenties zijn geraadpleegd. Als opbrengst van WP2 is een integraal model opgesteld van de stedelijke watertransportinfrastructuur, dat is gekalibreerd en gevalideerd. Het model is gebruikt om de NUWTS hydraulisch door te rekenen en om stofvrachten te bepalen. De verschillen tussen de huidige stedelijke watertransportinfrastructuur en de infrastructuur in de NUWTS scenario's zijn vastgesteld op de aspecten volksgezondheid en milieu impact en vormen de opbrengst van WP3. Het aspect comfort is in de studie niet expliciet behandeld. De transitie uitdagingen, de beoogde opbrengst van WP4, zijn vastgesteld zowel qua techniek als qua strategieën om de implementatie van de NUWTS scenario's te ondersteunen. De eindrapportage (WP5) omvat dit rapport, twee wetenschappelijk artikelen, twee MSc afstudeerrapporten en een stageverslag. Het is de bedoeling tenminste nog één wetenschappelijk artikel te publiceren over de milieu impact van NUWTS scenario's.

*Hoofdstuk 8* sluit het rapport af met een voorstel voor pilotonderzoek om de nieuwe ontwerputgangspunten voor de stedelijke watertransport infrastructuur in de praktijk te testen.

## Inhoud

Samenvatting .....	1
Lijst van figuren .....	4
Lijst van tabellen.....	6
1 Inleiding.....	7
1.1 Grondstoffen en stedelijk water .....	7
1.2 De stedelijke waterinfrastructuur .....	8
1.3 Onderzoeksdoelstelling en onderzoeksvragen .....	9
2 Studiegebied en New Urban Water Transport Systems (NUWTS) scenario's.....	11
2.1 Study area Prinseneiland .....	11
2.2 New Urban Water Transport Systems (NUWTS) scenario's.....	12
3 Ontwikkeling, kalibratie, validatie en gebruik van een geïntegreerd model van stedelijke watertransportsystemen voor het testen van NUWTS scenario's .....	15
3.1 Ontwikkeling, kalibratie en validatie van een geïntegreerd model van stedelijke watertransportsystemen .....	15
3.1.1 Modelontwikkeling .....	15
3.1.2 Hydraulische modelkalibratie en validatie.....	16
3.1.3 Nutriëntenmodel validatie .....	18
3.2 Toepassing van het geïntegreerde model op de NUWTS scenario's .....	20
3.2.1 De invloed van NUWTS scenario's op de stroomsnelheid en verblijftijd in het drinkwaternet .....	22
3.2.2 De effecten van NUWTS scenario's op riool hydraulica en nutriënten .....	24
3.2.3 De invloed van NUWTS scenario's in combinatie met KWG's op de hydraulische parameters en nutriënten.....	26
3.2.4 Toekomstige drinkwater- en rioolnetwerken met een kleine diameter .....	29
3.2.5 Stochastische modellering van fecale bacteriële en virale concentraties in rioolwater .....	31
3.3 Conclusies.....	32
4 Gezondheidsrisico's van waterbesparende strategieën.....	33
4.1 QMRA methode.....	33
4.1.1 Target ziekteverwekkers identificatie.....	33
4.2 Blootstellingsbeoordeling .....	34
4.2.1 Concentratie van ziekteverwekkers .....	34
4.2.2 Blootstellingsroutes .....	34
4.2.3 Blootstellingsdosis.....	35
4.2.4 Dosis-respons.....	35

4.2.5	Risicokarakterisering .....	35
4.2.6	QMRA-resultaten en toilet flushing .....	36
4.2.7	Kruisverbinding – douchen met grijswater en regenwater .....	37
4.2.1	Kruisverbinding – drinkwater consumptie.....	38
4.3	Risicobeperkende maatregelen .....	38
4.3.1	Grijswater hergebruik.....	39
4.3.2	Regenwater opvang en hergebruik .....	39
4.3.3	Kruisverbindingen .....	39
4.3.4	Toiletspoeling .....	40
4.4	Conclusies.....	40
5	Life cycle assessment (LCA) .....	41
5.1	LCA methode.....	41
5.1.1	Doel en scope.....	41
5.1.2	LCA onderzochte scenario's .....	42
5.1.3	Systeemgrenzen en functionele eenheid .....	43
5.1.4	Inventarisatie.....	43
5.1.5	Impact assessment – effect beoordeling .....	44
5.1.6	Interpretatie .....	44
5.2	LCA-resultaten en discussie.....	44
5.2.1	Levenscyclus energieverbruik .....	44
5.2.2	Levenscyclus broeikasgas emissie .....	46
5.2.3	Levenscyclus waterverbruik.....	48
5.2.4	Levenscyclus eutrofiëringspotentieel .....	49
5.2.5	Algemene discussie .....	51
5.3	Conclusies.....	52
6	SWOT analyse .....	53
6.1	SWOT analyse methode .....	53
6.2	SWOT analyse resultaten en discussie .....	54
6.2.1	NUWTS waterbesparingsscenario's (RWH, GWR and ECO).....	54
6.2.2	SWOT-analyse strategieën .....	55
7	Project opbrengsten .....	57
8	Aanbevelingen voor vervolg .....	59
	References .....	60

## Lijst van figuren

Figuur 1 Prinseneiland locatie .....	11
Figuur 2 Links: Het Prinseneiland drinkwaternetwerk lay-out. Rechts: Het Prinseneiland rioolnetwerk lay-out .....	12
Figuur 3 ontwikkeling van het geïntegreerde model .....	15
Figuur 4 Gemodelleerde versus waargenomen stromingen op Prinseneiland inclusief statistische evaluatieparameters Nash-Sutcliffe efficiëntie (N-S), de root mean squared error (RMSE) en de correlatiecoëfficiënt (R). Boven: drinkwater. Onder: afvalwater.....	17
Figuur 5 Afvalwaterbemonsteringscampagne op Prinseneiland bij het stroomgebied gemaal .....	18
Figuur 6 Gemodelleerde versus waargenomen CZV-, TKN- en TPH-massastroom bij het stroomgebied gemaal .....	20
Figuur 7 Links: SARS-cov-2 shedding curve [82]. Rechts: Algemene fecale indicatoren in rioolwater [83, 84]. .....	21
Figuur 8 Leidinglocatie (rode stip) waarvoor drinkwaterresultaten worden gepresenteerd .....	23
Figuur 9 Effect van waterbesparingsscenario's op de: Cumulatieve frequentieverdeling van drinkwatersnelheid (links) en drinkwaterverblijftijd (rechts).....	23
Figuur 10 Effect van een combinatie van waterbesparingsscenario's en KWGs op de: Cumulatieve frequentieverdeling van drinkwatersnelheid (links) en drinkwaterverblijftijd (rechts) .....	24
Figuur 11 Effecten van waterbesparingsscenario's op de hydraulische parameters: volumestroom (linksboven), cumulatieve frequentieverdeling van schuifspanning (rechtsboven) en cumulatieve frequentieverdeling van snelheid (beneden).....	25
Figuur 12 Effecten van waterbesparingsscenario's op de nutriënten bij gemaal: cumulatieve frequentieverdeling van CZV (linksboven), van TKN (rechtsboven) en van TPH (beneden) .....	26
Figuur 13 Effecten van waterbesparingsscenario's in combinatie met KWG's op de hydraulische parameters: volumestroom (linksboven), cumulatieve frequentieverdeling van schuifspanning (rechtsboven) en cumulatieve frequentieverdeling van snelheid (beneden). Max en min betreffen de maximale en minimale bezetting van de huishoudens. ....	27
Figuur 14 Effecten van waterbesparingsscenario's in combinatie met KWG's op de nutriënten bij gemaal: cumulatieve frequentieverdeling van CZV (linksboven), van TKN (rechtsboven) en van TPH (beneden). Max en min betreffen de maximale en minimale bezetting van de huishoudens.....	28
Figuur 15 De lay-out van een vertakt drinkwaternetwerk met kleinere leidingdiameters en locatie van leidingen voor snelheidsbeoordeling (links) en cumulatieve frequentieverdelingen van snelheden voor ECO- en waterhergebruikscenario's in twee leidingen .....	29
Figuur 16 Effecten van waterbesparingsscenario's op SARS-Cov-2 (links) en algemene microbiële indicatoren (rechts) in rioolwater bij de afvoer van het stroomgebied. PDU staat voor PCR Detection Units en CFU staat voor Colony Formed Units (kolonievormende eenheid). .....	31
Figuur 17 De blootstellingsroutes .....	35
Figuur 18 Jaarlijks infectierisico door toiletspoeling.....	36
Figuur 19 Jaarlijkse infectierisico van douchen met grijswater en regenwater door kruisverbindingen.....	37



Figuur 20 Jaarlijkse infectierisico van consumptie van grijswater en regenwater als drinkwater door kruisverbinding.....	38
Figuur 21 De LCA-fasen (overgenomen van Barrios et al. [139]).....	41
Figuur 22 LCA grenzen stedelijk watersysteem en systeemuitbreiding.....	43
Figuur 23 Breakdown van het energieverbruik in tien verschillende aspecten gedurende de levenscyclus van de alternatieve scenario's ten opzichte van de baseline .....	45
Figuur 24 Breakdown van de broeikasgas emissie in tien verschillende aspecten gedurende de levenscyclus van de alternatieve scenario's ten opzichte van de baseline .....	47
Figuur 25 Breakdown van het waterverbruik in tien verschillende aspecten gedurende de levenscyclus van de alternatieve scenario's ten opzichte van de baseline .....	48
Figuur 26 Breakdown van het eutrofiëring potentieel in tien verschillende aspecten gedurende de levenscyclus van de alternatieve scenario's ten opzichte van de baseline	49
Figuur 27 Confrontatiematrix [151] .....	54

## Lijst van tabellen

Tabel 1 Geanalyseerde afvalwaterkwaliteit parameters en specifieke methodologie .....	19
Tabel 2 Het effect op hydraulische parameters als gevolg van de implementatie van KWG's bij verschillende penetratiegraden in combinatie met met waterbesparende strategieën. De snelheids-, diepte- en schuifspanningswaarden die in de tabel worden aangegeven, zijn de maximaal bereikte waarden in een rioolnetwerk met een diameter van 110 mm en een verhang van 1: 160. Max en min betreffen de maximale en minimale bezetting van de huishoudens [81]. .....	30

## 1 Inleiding

### 1.1 Grondstoffen en stedelijk water

Momenteel leeft meer dan 50% van de wereldbevolking in stedelijke gebieden en dit zal naar verwachting sterk stijgen in de komende decennia. Het aantal mensen dat in steden woont zal tot 2050 wereldwijd met zo'n 2,6 miljard toenemen [1, 2]. Volgens CBS/PBL (2016) zullen er tegen 2030 ruim 700.000 meer inwoners zijn in de Randstad. In steden maken mensen gebruik van schaarse hulpbronnen, zoals water, energie en grondstoffen, en produceren ze afval. Het concept van stadsleven biedt een efficiënte, veilige en comfortabele manier van leven, maar het is ook lineair georganiseerd: gebruik van grondstoffen is gebaseerd op take-make-waste en niet op recover-recycle-reuse [3]. Om ervoor te zorgen dat in de toekomst iedereen toegang heeft tot schaarse hulpbronnen, wordt resource recovery in de stedelijke omgeving steeds belangrijker. Als het gaat om het hergebruik van grondstoffen en hulpbronnen in stedelijke omgevingen, kan stedelijk water zeker worden genoemd als één van de belangrijkste assets. Behalve het water zelf zijn er ook componenten aanwezig in het water die kunnen worden (terug)gewonnen, zoals energie, nutriënten en andere materialen.

Vormen van terugwinbare energie uit stedelijk water zijn thermische, kinetische (energie uit stromende water) en chemische (organische fractie in afvalwater) energie. Thermische energie kan worden teruggewonnen uit zowel drinkwater als afvalwater met behulp van warmtewisselaars en warmtepompen [4-8]. Het terugwinnen van energie met behulp van microwaterkracht turbines in open kanaal stroming is een andere duurzame methode om te voldoen aan de energievraag in afvalwater [9-11]. Wat betreft de chemische energieretrouwwinning is het bekend dat afvalwater een hoog gehalte aan organische stof bevat. Het chemische energiepotentieel dat in afvalwater is ingebed, wordt geschat op meer dan drie keer zoveel als de energie die nodig is om afvalwater te zuiveren [8, 12]. In het algemeen is het terugwinnen van organische energie uit afvalwater efficiënter met behulp van anaëroobe zuivering. Het grootste probleem ligt in het feit dat huishoudelijk afvalwater niet voldoende geconcentreerd is om een optimale vergisting bij gematigde temperatuur te bereiken. Een groot deel van het geproduceerde methaan (tot 40%) blijft opgelost in de vloeistofstroom en gaat vervolgens verloren met het effluent. Als gevolg hiervan wordt in de praktijk slechts 40-45% van de energie-inhoud van organische koolstof teruggewonnen via slibgisting [6, 13, 14].

Afvalwater bevat nutriënten zoals stikstof en fosfor, die essentiële elementen zijn in de voedselproductieketen. Gebrek aan beschikbaarheid en toegankelijkheid van fosfor is een opkomend probleem dat de wereldbevolking bedreigt qua voedseltekorten. Uit onderzoek blijkt dat de voorraden van minerale fosfor worden uitgeput en in de nabije toekomst zullen opraken [15, 16]. Stedelijk afvalwater heeft daarentegen een groot potentieel om de fosforcyclus te sluiten [17, 18]. Terugwinning van fosfor uit afvalwater, slib en slibas kan een groot deel van de vraag naar natuurlijk fosfaat vervangen, terwijl tegelijkertijd de milieubelasting van het huidige fosfor gebruik gereduceerd kan worden [19].

In tegenstelling tot fosfor, kunnen stikstof gerelateerde stoffen worden gegenereerd uit atmosferische stikstof. De productie ervan is echter een energie-intensief proces [20]. Volgens Verstraete et al. [13] komt zelfs 30% van de stikstofhoudende meststoffen in stedelijk afvalwater terecht. De terugwinning van stikstof uit het stedelijk afvalwater kan

dus ongeveer 30% van de huidige vraag naar stikstof in de landbouw dekken. Technologieën voor stikstof terugwinning die in de huidige rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI) kunnen worden opgenomen zijn fysische/chemische methoden zoals: struvietprecipitatie, lucht- en stoomstrippen, vacuüm- en hydrofobe membraanfiltratie [20, 21].

Naast de terugwinning van energie, fosfor en stikstof, ontwikkelen zich vele andere benaderingen en technologieën voor terugwinning van resources uit de stedelijke waterkringloop. Aan de drinkwaterzijde betreft dit de terugwinning van: 1) calciëet uit het onthardingsproces met pelletreactoren en 2) slib gebaseerde coagulanten uit de drinkwaterbehandeling [22-25]. Afvalwater biedt talloze terugwinningsmogelijkheden, zoals terugwinning van kalium, metalen, cellulose, biopolymeren, bioplastics, biomassa en eiwitten [26-34].

## 1.2 De stedelijke waterinfrastructuur

Ondanks het hierboven geschetste potentieel dat stedelijk water biedt, is de grootschalige toepassing van resource recovery vaak eerder een uitzondering dan een gangbaar gebruik. De stedelijke waterinfrastructuur is vaak een zwakke schakel in de stedelijke waterkringloop, die de brede toepassing van resource recovery belemmert. Vanuit historisch perspectief bestaat er geen geïntegreerde aanpak van beheer en ontwerp van deze drie separate domeinen i.e. drinkwatervoorziening, afvalwatertransport- en zuivering, regenwaterafvoer. Daarnaast is de huidige stedelijke watertransport infrastructuur ontworpen op basis van vijf criteria: waterkwaliteit, waterkwantiteit, volksgezondheid en milieu, veiligheid en comfort. Resource recovery is tot nu toe niet meegenomen als een ontwerpparameter.

Zowel het ontbreken van een geïntegreerde benadering van de drie domeinen, als het ontbreken van resource recovery als ontwerpparameter, beperken de mogelijkheden die de stedelijke watertransport infrastructuur biedt als enabler voor resource recovery. Huidige ontwerpcriteria en bedrijfsvoering concepten resulteren in verdunde en diffuse afvalstromen. Een dergelijke aanpak leidt tot beperkte mogelijkheden voor duurzame behandeling van deze afvalstromen, resource recovery en waterkringloopsluitingen, omdat resource recovery methodes het meest (kosten) effectief zijn bij hoge concentraties [35-37].

Alternatieve strategieën moeten daarom worden toegepast om de concentraties van resources te maximaliseren in het stedelijk water. Dit kan worden bereikt door ontwateringsprocessen bij zuiveringsinstallaties of door afvalwaterverdunding tijdens het inzamelingsproces te beperken, i.e. het verminderen van huishoudelijk drinkwatergebruik, scheiding van regen/afvalwatersystemen en het voorkomen van instroom van grondwater door reparatie/vervanging van kapotte leidingen [38-41]. Het verminderen van het drinkwatergebruik is mogelijk door regenwateropvang, grijswaterhergebruik en toepassing van ultra-waterbesparende apparaten [42-45]. Alle drie de strategieën zullen de traditionele drinkwatervraag substantieel verlagen, wat naar verwachting invloed zal hebben op verblijftijden in het drinkwaternet en snelheidsverdeling tijdens het transport. Dat kan effect hebben op de drinkwaterkwaliteit. Aan de andere kant wordt verwacht dat strategieën die de toepassing van grijswaterhergebruik en ultra-besparende apparaten omvatten, resource recovery aantrekkelijk "low flow-high" afvalwater zullen genereren. Daarnaast wordt het concentreren van afvalwater ook mogelijk gemaakt door grootschalige toepassing van voedselrestenvermalers ("kitchen grinders") [46-48]. Vanwege het feit dat voedselrestenvermalers water verbruiken (2 tot 5 l/persoon/dag,

afhankelijk van de specificaties van de fabrikant), kan een combinatie van strategieën voor waterbesparing en een voedselrestenvermalers een haalbare resource recovery keuze zijn [48-51].

Dus, twee voorwaarden om de transitie te kunnen maken naar de circulaire economie en kringloopsluitingen in de stedelijke omgeving is dat resource recovery als belangrijk ontwerpparameter wordt meegenomen, en dat de stedelijke watertransport infrastructuur geïntegreerd wordt benaderd. Met betrekking tot de stedelijke watertransport infrastructuur is het duidelijk dat het netwerk op straatniveau en de klant het beginpunt zouden moeten vormen van de analyse van die infrastructuur. Het netwerk op straatniveau omvat immers meer dan 80% van de totale lengte van het netwerk. In Nederland is zowel voor drinkwater, riolering, gas als telecom het netwerk ca. 120.000 km in lengte [52, 53]. Tegelijkertijd worden bijna alle aspecten van de waterstromen in de stedelijke watertransport infrastructuur door de klant bepaald: in ruimte, tijd, hoeveelheid en kwaliteit. Immers, alleen wanneer de klant drinkwater gebruikt, worden afvalstromen geproduceerd (met nutriënten, thermische en chemische energie die kunnen worden teruggewonnen). Echter, in de huidige lay-out van de stedelijke watertransport infrastructuur wordt daar nog vrijwel geen rekening mee gehouden: aanvoer van drinkwater en afvoer van gebruikt water worden afzonderlijk ontworpen, de impact die de klant daarop heeft (wijziging in watergebruik, wensen t.a.v. hergebruik) wordt nog niet meegenomen.

### 1.3 Onderzoeksdoelstelling en onderzoeksvragen

Het centrale doel van dit onderzoek was om een antwoord te krijgen op de volgende hoofdvragen: Hoe verandert de stedelijke watertransport infrastructuur als resource recovery een even belangrijke ontwerpparameter wordt als volksgezondheid, comfort en milieugezondheid, en een geïntegreerde benadering wordt toegepast (drinkwater, afvalwater en regenwater, met klant als watergebruiker)? In welke mate komen daarmee de eisen voor volksgezondheid, comfort en milieugezondheid in het gedrang?

Om deze complexe vragen te beantwoorden zijn verschillende methoden toegepast, zoals:

- Literatuurstudie naar resource recovery in de stedelijke omgeving (WP1)
- Ontwerp en validatie van een integraal stedelijk watertransport infrastructuur model (WP2)
- Een integrale benadering van drinkwater, afvalwater en regenwater infrastructuur met speciale aandacht voor resource recovery strategieën (WP3)
- Bepalen van mogelijke transitiepaden met behulp van levenscyclusanalyse (LCA), kwantitatieve microbiële risicobeoordeling (QMRA) en strength-weakness-opportunity-threats (SWOT) analyse

Dit technische rapport is als volgt opgebouwd:

Hoofdstuk 2 bevat een case study omschrijving en scenario's voor nieuwe stedelijke watertransportsystemen (NUWTS, New Urban Water Transport Systems) die we tijdens het project hebben gebruikt. Hoofdstuk 3 toont de methodologie en resultaten van integrale watertransportmodellering. Hoofdstuk 4 presenteert een QMRA (Quantitative Microbial Risk Assessment) van de NUWTS-scenario's. Hoofdstuk 5 behandelt een LCA-beoordeling (Life Cycle Assessment) van de NUWTS-scenario's. Hoofdstuk 6 toont een SWOT-analyse (Strengths-Weaknesses-Opportunities-Threats) van de NUWTS-scenario's. Hoofdstuk 7 bevat werkpakket-gerelateerde opbrengsten. Het effect op comfort is niet expliciet aan de orde gekomen in het onderzoek.

Dit rapport is een samenvatting van de resultaten die tijdens de looptijd van het NUWTS-project zijn opgeleverd. Meer details zijn te vinden in de aanvullende papers en MSc-scriptierapporten.

Bailey, O., Zlatanovic, L., van der Hoek, J. P., Kapelan, Z., Blokker, M., Arnot, T., & Hofman, J. (2020). A Stochastic Model to Predict Flow, Nutrient and Temperature Changes in a Sewer under Water Conservation Scenarios. *Water*, 12(4), 1187.

Kusumawardhana, A., Zlatanovic, L., Bosch, A., Hoek, J.P. van der (2021). Microbiological Risk Assessment of Water Conservation Strategies: A Case Study in Amsterdam. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(5).

Srinivasa, V. (2020). Impact of kitchen waste grinder application with water conservation strategies on urban water sewerage systems. MSc-scriptie.

Apostolidou, E. (2020). A life cycle perspective of water conservation and resource recovery strategies in the urban water system. MSc-scriptie.

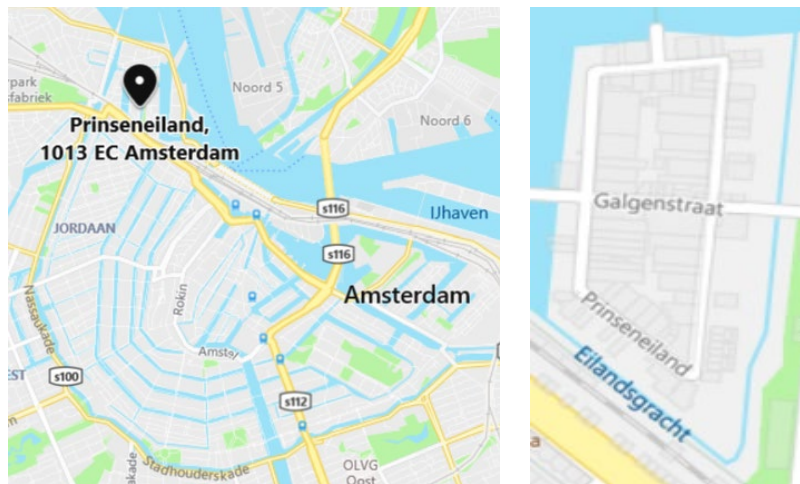
Kusumawardhana, A. (2020) Health Risks of Water Conservation Strategies: a case study in Amsterdam. Stageverslag.

## 2 Studiegebied en New Urban Water Transport Systems (NUWTS) scenario's

In dit hoofdstuk wordt de beschrijving gegeven van het urbane (Amsterdamse) studiegebied en de scenario's die we hebben gebruikt in het project.

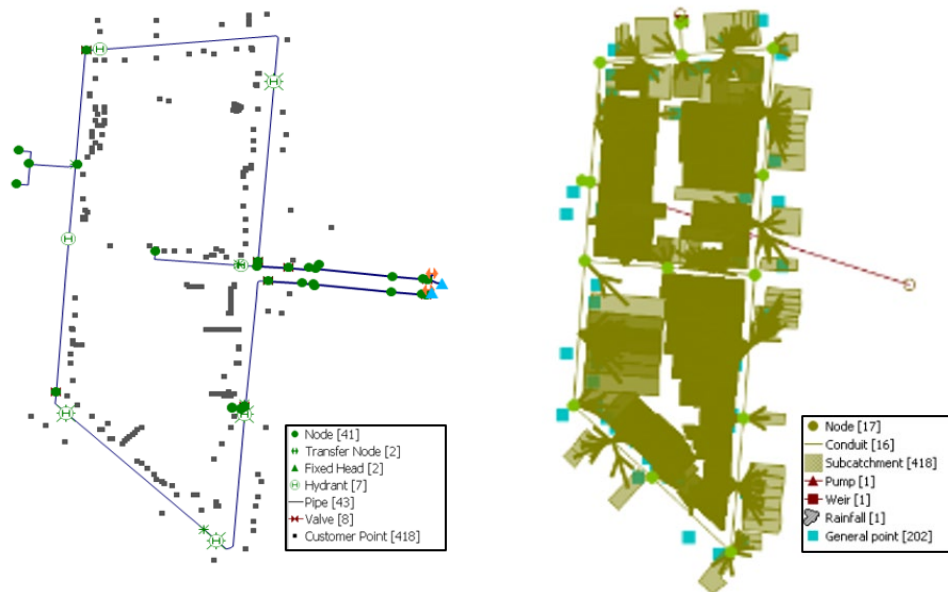
### 2.1 Study area Prinseneiland

Prinseneiland is een kleinschalige woonwijk (~ 3ha) gelegen in het noordwesten van het centrum van Amsterdam (Figuur 1). In het gebied zijn 418 huishoudens en 55 andere panden (kantoren, ateliers, opslaggebouwen).



Figuur 1 Prinseneiland locatie

Het drinkwatersysteem van Prinseneiland is in 1986 aangelegd (Figuur 2 links). Het is een vermaasd netwerk van leidingen van verschillende materialen, met een totale lengte van ~800 m (diameter 110 - 160 mm). Het op het eiland geleverde drinkwater wordt gemeten met twee flowmeters op het Bickerseiland, waardoor live dataregistratie van het Prinseneiland drinkwaterverbruik mogelijk was [54].



Figuur 2 Links: Het Prinseneiland drinkwatersnetwerk lay-out. Rechts: Het Prinseneiland rioolnetwerk lay-out

Het rioolstelsel is een gecombineerd, vermaasd netwerk, i.e. regenwater en afvalwater. Betonnen rioolbuizen, totale lengte  $\sim 700$  m (400-600 mm diameter en 1: 1961 tot 1: 133 helling, de gemiddelde helling is 1: 615) (Figuur 2 rechts). Afvalwater wordt afgevoerd naar een gemaal waar afvalwater voor zuivering uit de woonwijk wordt weggepompt. Debiet- en niveaumontors in het pompstation leveren elke 2-5 minuten gegevens voor modelvalidatie [55]. De gemiddelde bezetting per huishouden bedraagt 1,7 personen, waar eenpersoons-, tweepersoons- en meerpersoonshuishoudens respectievelijk 58%, 23% en 19% vertegenwoordigen.

## 2.2 New Urban Water Transport Systems (NUWTS) scenario's

Het idee achter New Urban Water Transport Systems (NUWTS) scenario's is dat een betere terugwinning van hulpbronnen, grondstoffen en hergebruik kan worden bereikt door "up-concentration" van afvalwater. Daarom richtte het onderzoek zich op twee typen scenario's: 1) scenario's voor waterbesparing en 2) scenario's voor waterbesparing in combinatie met voedselrestenvermalers (om de watervraag van voedselrestenvermalers te kunnen compenseren). NUWTS scenario's voor drinkwaterbesparing omvatten het opvangen van regenwater, hergebruik van grijswater en de toepassing van ultra-waterbesparende apparaten. Hergebruik van regenwater en gebruik van grijswater werd toegepast voor toiletspoeling en wasmachines.

### Opvangen van regenwater: rainwater harvesting (RWH)

Het opvangen van regenwater is een wereldwijde klimaatadaptatiestrategie die de mogelijkheid biedt om leidingwater te vervangen in verschillende gebruikstoepassingen, het drinkwatersysteem beter bestand te maken tegen droogte en watertekorten, en het hoofd te bieden aan extreme regenval [56, 57]. Vooral in landen met hoge overstromingsrisico's door extreme neerslag kunnen piekstromen worden beperkt en overstromingsrisico's worden verkleind. Daarnaast kan het gebruik van regenwater voor huishoudelijk gebruik (toilet, al of niet waterbesparend, wasmachine) de drinkwatervraag van  $\sim 120$  l/persoon/dag in Nederland met  $\sim 30\%$  verminderen [58]. Ahilan et al. [59]



onderzochten de invloed van het gebruik van regenwater op de efficiëntie van de watervoorziening en het beheer van regenwater, waarbij ze de vermindering van het afvoervolume van regenwater en de vermindering van overstromingspieken benadrukten. Volgens Racoviceanu et al. [60] is het gebruik van regenwater een nuttig middel om de leefomstandigheden in de stad te verrijken en de beschikbaarheid van alternatieve waterbronnen te vergroten. In tegenstelling tot grijswater vervangt regenwater het drinkwater als externe bron, maar recycleert het afvalwater niet, waardoor de uiteindelijke afvalwaterproductie hetzelfde blijft. Kirhensteine et al. [61] stellen dat EU-beleid inzake certificering ter bevordering van regenwater (her)gebruik in gebouwen een vermindering van het drinkwaterverbruik met 5% zou kunnen opleveren in 2050. Echter, dit zou alleen van toepassing zijn in het geval van grote renovaties of nieuwe gebouwen. In landen als Duitsland, Spanje en Portugal zijn overheidssubsidies en -kortingsprogramma's zeer effectief geweest bij de penetratie van RWH in die landen [62, 63]

### **Hergebruik van gezuiverd grijswater**

Grijswater, wat meestal afkomstig is van wasmachines, keukens, bad/douche en wastafels, is een laag vervuild huishoudelijk afvalwater dat 60-70% van het totale drinkwatergebruik beslaat [64-66]. Locale zuivering van grijswater is een aantrekkelijk alternatief voor gecentraliseerde conventionele afvalwatersystemen met flexibiliteit voor capaciteitsuitbreiding en biedt de mogelijkheid om de vraag naar drinkwater te verminderen. Onderzoek heeft aangetoond dat hergebruik van grijswater voor toiletspoeling en tuinbesproeiing het huishoudelijk drinkwatergebruik kan verminderen met ~ 30% en ~ 10% -40%, respectievelijk [67, 68]. Daarnaast kan hergebruik van grijs water 1) watertransport over lange afstanden verminderen 2) de belasting van de gecentraliseerde RWZI's verminderen en de verdunning van het afvalwater beperken, waardoor een betere terugwinning van resources op gecentraliseerd niveau mogelijk wordt. De behandeling van grijswater is echter noodzakelijk om in geval van huishoudelijk hergebruik (douche, wasmachine) de gezondheid en hygiëne te garanderen en negatieve effecten op het milieu (in geval van lozing) te minimaliseren [68-70]. Verschillende methoden voor grijswaterbehandeling zijn in de literatuur beschreven als een duurzaam alternatief voor waterbeheer, waaronder biologische, chemische en fysisch-chemische processen [71]. De membraan bioreactor (MBR) is een veelbelovende technologie voor grijswaterbehandeling en hergebruik. MBR is een membraanproces (microfiltratie of ultrafiltratie) gekoppeld aan een biologisch afvalwaterzuiveringsproces. MBR-systemen hebben verschillende voordelen, zoals processtabiliteit, kleine footprint, lage slibproductie en hoge effluentkwaliteit voor verschillende niet-drinkwatertoepassingen [37].

### **Toepassing van state-of-the-art waterbesparende apparaten**

Drinkwatergebruik in steden verandert als gevolg van waterschaarste, de groei van duurzame technologieën en economische en sociale trends. De installatie van waterefficiënte, waterbesparende apparaten wordt wereldwijd beschouwd als een effectieve manier om de vraag naar water in woningen te beperken, energie te besparen, vervuiling te verminderen en natuurlijke reserves op een duurzaam niveau te houden. Agudelo-Vera et al. [72] hebben een onderzoek uitgevoerd om de robuustheid van het drinkwaterdistributienetwerk te bepalen, rekening houdend met verschillende toekomstige scenario's voor de watervraag. In hun onderzoek werden nieuwe technologische ontwikkelingen zoals 100% penetratie van 1L toiletten gecombineerd met de huidige situatie. In dit specifieke scenario blijkt het waterverbruik ~ 40% lager dan het huidige waterverbruik. Enkele van de state-of-the-art apparaten die kunnen worden gebruikt om de vraag naar drinkwater verder te verminderen zijn toiletten met ultralage spoeling,

recirculatiedouches, wasmachines zonder water en vaatwassers [73]. Volgens Parkinson et al. [74] kan een duurzame waterbesparingsstrategie alleen worden gerealiseerd door de combinatie van alle apparaten met een lagere waterbehoefte. Er wordt dus niet verwacht dat een strategie met één apparaat de algehele watervraag significant zal verminderen.

### **Voedselrestenvermalers (KWGs)**

Voedselrestenvermalers ("kitchen waste grinders") zijn kleine elektrisch aangedreven snijmachines die onder de gootsteen tussen gootsteenafvoer en afvoerrool worden geïnstalleerd. Voedselrestenvermalers zijn bedoeld om keukenafval te vermalen en in het riool te spoelen. Voedselrestenvermalers werden voor het eerst geïntroduceerd in de jaren 1930 in de VS, waar hun gebruik evolueerde om meer dan 94% van alle steden te bereiken [51]. Dit gebruik werd omgeven door scepsis in bepaalde grote steden, zoals New York City, dat ze lange tijd had verboden vanwege de twijfel of de oude rioolinfrastructuur van de stad de extra belasting aankon. Voedselrestenvermalers worden tegenwoordig verkocht in ongeveer 50 landen, waaronder Engeland, Ierland, Italië, Spanje, Japan, Canada, Mexico en Australië. In Europa zijn er voortdurend debatten geweest in de wetenschappelijke gemeenschap over het nut van voedselrestenvermalers en negatieve effecten op rioleringen. Toepassing in de Europese lidstaten is relatief laag (~ 5% penetratie). In Nederland zijn voedselrestenvermalers verboden, indien het effluent is aangesloten op het riool [46]. Verschillende onderzoeken in Europa naar voedselvermalertechnologie en het effect ervan op de riolering en afvalwaterzuivering hebben veelbelovende resultaten opgeleverd van de toepassing ervan op huishoudelijk niveau [47, 51, 75].

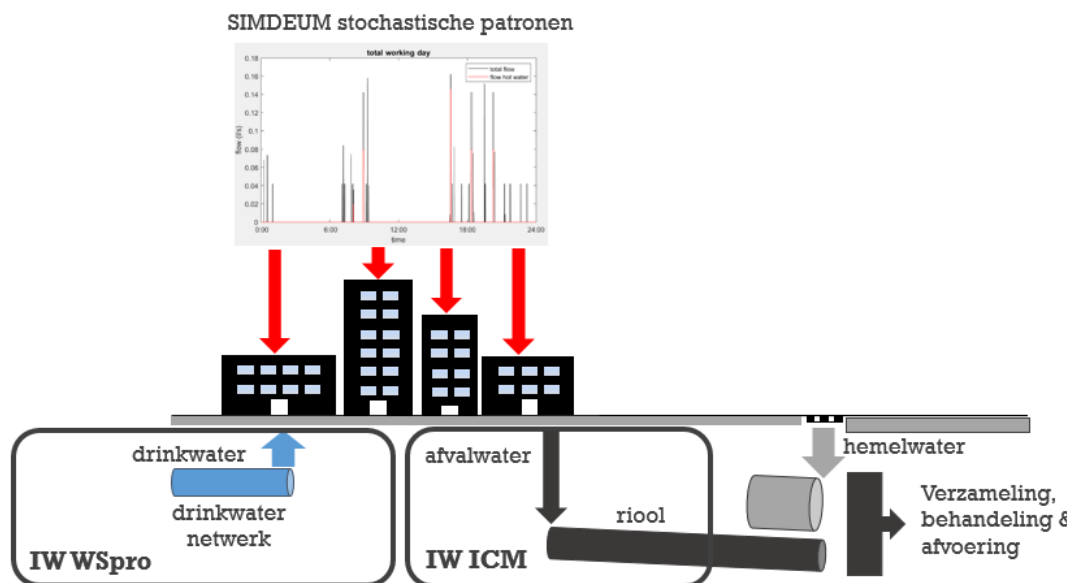
### 3 Ontwikkeling, kalibratie, validatie en gebruik van een geïntegreerd model van stedelijke watertransportsystemen voor het testen van NUWTS scenario's

Dit hoofdstuk behandelt: 1) de ontwikkeling van een geïntegreerd model voor stedelijke drink- en afvalwatertransportsystemen, 2) validatie van het geïntegreerde model op basis van debiet- en nutriëntenmetingen, 3) gebruik van het geïntegreerde model om veranderingen in drinkwatervraag en hydraulische en kwaliteitsparameters van afvalwater(transport) te voorspellen, veroorzaakt door NUWTS scenario's.

#### 3.1 Ontwikkeling, kalibratie en validatie van een geïntegreerd model van stedelijke watertransportsystemen

##### 3.1.1 Modelontwikkeling

De ontwikkeling van een geïntegreerd model van stedelijke watertransportsystemen omvatte eerst het bouwen van drinkwater- en afvalwatermodellen voor het studiegebied van Prinseneiland met behulp van InfoWorks®-software (Innovyze Ltd, Oxfordshire). Het InfoWorks® WS Pro-pakket en InfoWorks® ICM-modellen werden gebruikt voor simulatie van de hydraulica en waterkwaliteit in respectievelijk drinkwater- en rioleringsystemen (Figuur 3).



Figuur 3 ontwikkeling van het geïntegreerde model

Het ontwikkelde model werd gevoed met een stochastische drinkwatervraag en afvalwater afvoer patronen (Figuur 3). Stochastische drinkwater en afvalwaterafvoer patronen werden gegenereerd met SIMDEUM® en de extensie SIMDEUM WW® [76, 77]. SIMDEUM® en SIMDEUM WW®, ontwikkeld door KWR Water Research Institute (Nieuwegein,

Nederland), zijn stochastische modellen die zijn gebaseerd op statistische informatie over watertoestellen en watergebruikers. SIMDEUM® en SIMDEUM WW® genereren drinkwater en afvalwaterafvoer patronen op basis van informatie over de bezetting van het huishouden, de aanwezigheid in huis en watertoestellen, op kleine tijd- en geografische schaal tot op kraan niveau. De MATLAB® codes achter SIMDEUM WW® werden aangepast om rekening te houden met de nutriëntenemissies per specifiek huisapparaat, inclusief KWG.

### 3.1.2 Hydraulische modelkalibratie en validatie

#### Hydraulische model kalibratie

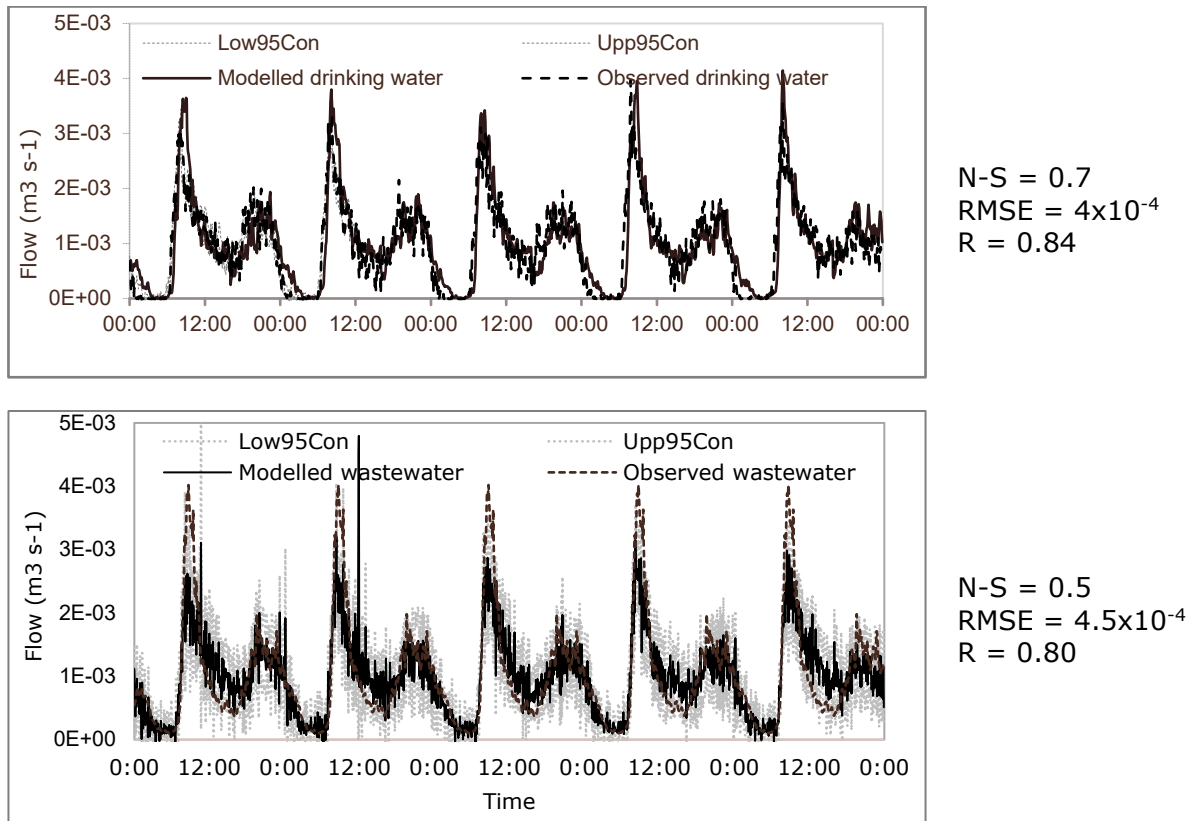
Het SIMDEUM® model werd gekalibreerd door het aanpassen van invoervariabelen die de bezetting van het huishouden, de aanwezigheid in huis en specifieke details van het huishoudelijk watergebruik in het gebied beschrijven. Huishoudens worden gekenmerkt als een éénpersoons, tweepersoons of meerpersoonshuishoudens. De gemiddelde bezetting en de grootte van het gezin worden ook gedefinieerd. De gegevens van het huishouden zijn afgeleid van statistische gegevens van de gemeente Amsterdam van het studiegebied. Aanwezigheidsgegevens in een huis zijn cultuur- en gebied specifiek en geven details over typische tijden dat mensen opstaan, naar hun werk en naar bed gaan. Deze gegevens zijn verkregen van het Sociaal Cultureel Planbureau (SCP). Vergelijking van de modeloutput met gemonitorde gebiedsgegevens liet een lokale afwijking zien van de landelijke enquêtegegevens over de wektijd, dus dit werd aangepast.

#### Hydraulische model validatie

Validatie van het model werd uitgevoerd door de modelprestaties over een gemiddelde week te beoordelen. Debietgegevens voor "dry weather flow" zijn geselecteerd op verschillende punten van het jaar (2 weken per seizoen) om een gemiddeld watergebruikspatroon van het gebied te produceren dat kan worden vergeleken met het model. Naast een visuele inspectie tussen gemodelleerde en waargenomen parameterwaarden, is ook de mate van fit geëvalueerd met statistische methoden. Voor het drinkwater zijn gegevens verzameld met debietmeters op het Bickerseiland, voor het afvalwater zijn gegevens afkomstig van pompdebiet en tankpeilmetingen, geregistreerd bij het afvalwatergemaal. Een gedetailleerde procedure voor het omzetten van deze meetwaarden naar een rioolstroomprofiel is gerapporteerd in één van de artikelen [55].

De mate van fit van de model outputs werd geëvalueerd door berekening van de Nash-Sutcliffe efficiëntie (N-S), kwadraat van de gemiddelde fout (RMSE) en de correlatiecoëfficiënt (R)[78, 79]. De efficiëntie van Nash-Sutcliffe ligt in het bereik van  $-\infty$  tot 1. Een efficiëntie van 1 (N-S = 1) toont een perfecte match tussen gesimuleerde en gemeten waarden. Een efficiëntie lager dan nul suggereert dat de gemiddelde waarde van de gemeten gegevens een betere voorspeller zou zijn geweest dan het model zelf. De fout index RMSE is beschreven als het gemiddelde van de kwadraten van de fouten, en wordt vaak gebruikt in modevaluatie. Deze foutmeting is waardevol omdat het de omvang van de fout tussen de gesimuleerde en gemeten waarden aangeeft, aangezien de RMSE-waarde van 0 duidt op een perfecte pasvorm. De correlatiecoëfficiënt R geeft de sterkte aan van een lineair verband tussen de modeloutputs en waargenomen waarden. De waarde van de correlatiecoëfficiënt varieert van -1 tot +1. Als  $R = 0$ , is er geen lineair verband tussen de gesimuleerde en waargenomen waarden, terwijl als  $R = 1$  of  $-1$  er een perfect positief of een perfect negatief lineair verband is tussen de variabelen.

In Figuur 4 wordt een vergelijking tussen gemodelleerde en waargenomen drinkwater- en afvalwaterstromen op Prinseneiland inclusief statistische parameters getoond.



Figuur 4 Gemodelleerde versus waargenomen stromingen op Prinseneiland inclusief statistische evaluatieparameters Nash-Sutcliffe efficiëntie (N-S), de root mean squared error (RMSE) en de correlatiecoëfficiënt (R). Boven: drinkwater. Onder: afvalwater

De waarden van beide correlatiecoëfficiënt - R en Nash-Sutcliffe efficiëntie N-S voor drinkwater- en afvalwatermodellen waren respectievelijk 0,84 en 0,8 (R) en 0,7 en 0,5 (N-S). De foutindices RMSE voor het drinkwatermodel en afvalwatermodel waren respectievelijk  $4,0 \times 10^{-4}$  en  $4,5 \times 10^{-4}$  m<sup>3</sup>/s. Over het algemeen kan modelvoorspelling als "goed" worden beoordeeld als  $N-S > 0,4$  en  $R > 0,80$ . Wat betreft de foutwaarden geeft een waarde dicht bij nul een perfecte fit aan. RMSE kan als laag worden beoordeeld als RMSE kleiner is dan de helft van de standaarddeviatie van gemeten tijdreeksen [80]. In dit geval waren de standaarddeviaties  $\sim 1 \times 10^{-3}$ , wat impliceert dat de foutindex als laag kan worden beschouwd voor de modellen.

Het afvalwatermodel bleek de rioolvolumestroom tijdens werkuren te laag te voorspellen. Dit komt door de aanname dat de woonwijk geheel een woonbestemming heeft. Tussen 10.00 uur en 18.00 uur is er een gemiddelde afwijking van 10 m<sup>3</sup>, dit is te verklaren door het gemeten gebruik van het bedrijfspand. Negen procent van de geregistreerde panden op het Prinseneiland zijn vestigingsadressen en deze variëren in functie van pakhuizen tot kantoren. Deze bedrijven zijn niet gemodelleerd omdat ze niet goed te omschrijven zijn, en deze studie onderzoekt voornamelijk de effecten van variërend watergebruik op huishoudelijk afvalwater. In het drinkwatermodel is deze discrepantie van 10 m<sup>3</sup> tijdens de kalibratie in het model meegenomen, wat betere statistische parameters opleverde. Daarnaast bleek uit de waterbalans tussen drinkwater- en afvalwatergegevens op

Prinseneiland een gemiddelde overschot van 1.3 m<sup>3</sup>/dag in het afvalwater. Dit overschot vertegenwoordigt ongeveer 2% van de droogweerafvoer en is waarschijnlijk te wijten aan infiltratie in het riool en afvoer van de straat.

### 3.1.3 Nutriëntenmodel validatie

Eind augustus 2019 is op Prinseneiland een afvalwater bemonsteringscampagne uitgevoerd om gegevens te verzamelen die nodig zijn voor validatie van de afvalwaterkwaliteitscomponent van het stochastische rioolmodel. De campagne werd zeven dagen lang onafgebroken onder droge weersomstandigheden gevoerd. Een gedetailleerde bemonsteringsprocedure is beschreven in één van de papers [55].



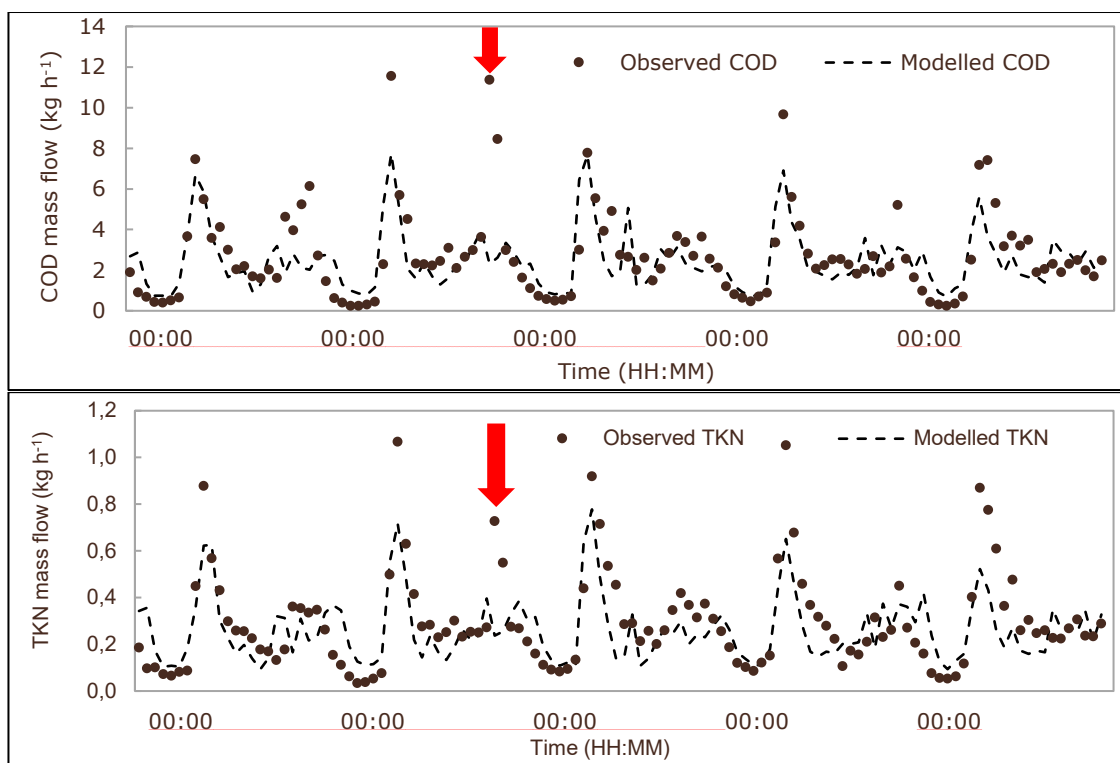
Figuur 5 Afvalwaterbemonsteringscampagne op Prinseneiland bij het stroomgebied gemaal

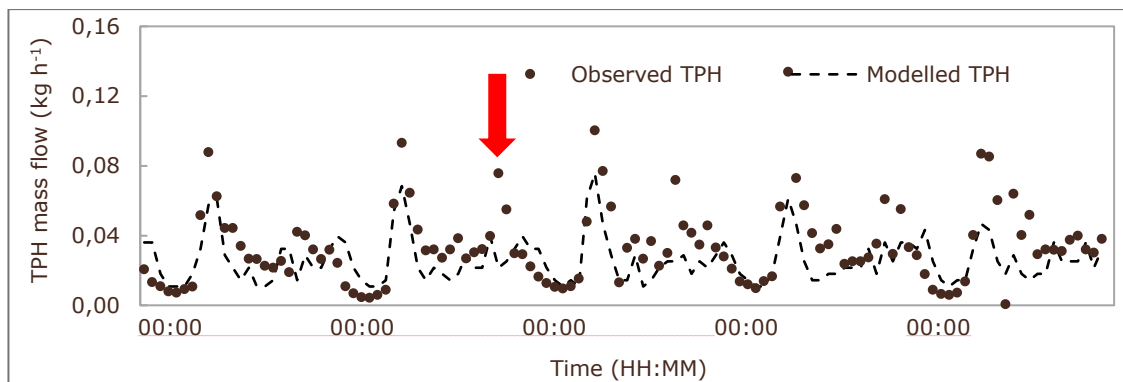
De bemonsteringscampagne begon op donderdag 22 augustus 2019 om 11 uur en liep door tot de volgende donderdag 29 augustus 2019 om 11 uur. Tijdens de bemonsteringsweek was er op de dinsdagavond (27 augustus 2019) van de bemonsteringscampagne van 20.35 tot 21.05 uur slechts één incident met zware regenval. De geanalyseerde parameters en de door het laboratorium gevolgde procedures zijn weergegeven in Tabel 1.

Tabel 1 Geanalyseerde afvalwaterkwaliteit parameters en specifieke methodologie

Parameter	Parameterbeschrijving	Methode	Bepalingsgrens (mg l <sup>-1</sup> )	Monstervolume (l)
CZV (mg l <sup>-1</sup> )	Chemisch zuurstofverbruik	NEN 6633	5	0.1
TKN (mg l <sup>-1</sup> )	Kjeldahl-stikstof	NEN-ISO 5663	1	0.1
TPH (mg l <sup>-1</sup> )	Totaal fosfor	Gebaseerd op NEN-EN-ISO 15681_2	0.05	0.05

De resultaten zijn herschikt om een maandag-vrijdag-profiel weer te geven voor het gemak van analyse, maar er moet worden opgemerkt dat de donderdag- en vrijdagmetingen de week vóór de maandag-woensdag-metingen zijn uitgevoerd. De weekenden zijn niet gemodelleerd vanwege de beperkte capaciteit van SIMDEUM® WW om watergebruik in het weekend te dekken. In Figuur 6 zijn gemodelleerde (modelled) versus waargenomen (observed) CZV- (COD), TKN- en TPH-massastromen (mass flow) weergegeven. De in Figuur 6 weergegeven waargenomen data zijn berekend als het product van de gemeten concentratie en het gemeten afvalwaterdebiet.





Figuur 6 Gemodelleerde versus waargenomen CZV-, TKN- en TPH-massaastroom bij het stroomgebied gemaal de pijl geeft de regenbui aan op dinsdagavond 27-08-2019)

Tijdens de bemonsteringsweek viel op de dinsdagavond van de bemonsteringscampagne van 20.35 uur tot 21.05 uur hevige regen, dit komt tot uiting in de concentratiepiek op de tweede avond aangegeven met rode pijlen in Figuur 6. Afgezien hiervan geeft het model de waargenomen massaastroom redelijk goed weer, aangezien de timing en grootte van de massaastroomprofielen in lijn zijn met de gemeten waarden. De voorspelde massaastroom 's nachts is gemiddeld hoger dan de waargenomen massaastroom, en de waargenomen ochtendpiek is hoger dan voorspeld. Dit bevestigt de hypothese dat deze pieken waarschijnlijk een accumulatie van vaste stoffen omvatten in plaats van lozingen met een hogere concentratie door huishoudens. Met deze opbouw van zwevende deeltjes is geen rekening gehouden in deze versie van het model, aangezien in de tijd variërende vaste stof niet beschikbaar is in InfoWorks®.

### 3.2 Toepassing van het geïntegreerde model op de NUWTS scenario's

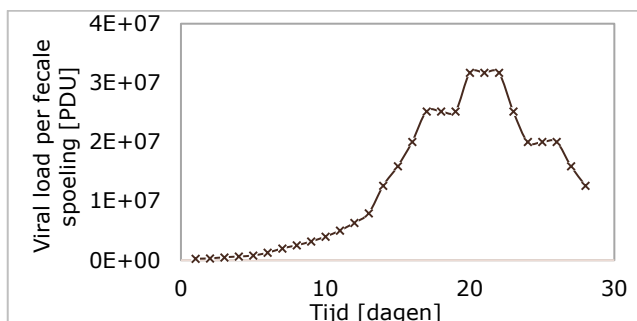
Nadat het geïntegreerde model is gevalideerd op basis van water- en nutriënten massaastromen, is overgegaan op het testen van de op resource recovery gerichte NUWTS scenario's en vergelijking met het basisscenario (huidig systeem). Resource recovery-gerichte NUWTS scenario's, zoals gepresenteerd in 2.2, zijn regenwateropvang en gebruik (RWH), grijswater hergebruik (GWR), toepassing van state-of-the-art ultra-waterbesparende apparaten (ECO) en toepassing van voedselrestenvermalers (KWG). Voor de drinkwatermodellering zullen RWH en GWR hetzelfde effect hebben op de drinkwatervraagpatronen. Daarom gebruiken we voor de drinkwatermodellering één scenario (in plaats van twee) genaamd waterhergebruik (Water Reuse). Het ECO-scenario is overgenomen uit het werk van Agudelo-Vera et al. [72] en omvat de implementatie van de waterbesparende apparaten zoals toiletten met een spoelvolume van 1 liter, slimme waterbesparende douchekoppen en waterloze wasmachines en vaatwassers. Omdat de toepassing van voedselrestenvermalers een hogere watervraag met zich meebrengt, is KWG-scenario (gebruik voedselrestenvermalers) gecombineerd met waterbesparingsscenario's (RWH, GWR en ECO). Vanwege het feit dat een keukenafvalvermaler geen gewoon huishoudelijk apparaat is en er dus niet is opgenomen in SIMDEUM®, was een wijziging en upgrade van MATLAB® codes achter SIMDEUM® nodig. Een gedetailleerde methodologie met betrekking tot de toevoeging van KWG's aan SIMDEUM® is te vinden in één van de MSc-scripties [81]. Srinivasa [81] voerde een gedetailleerde analyse uit van de impact van de combinatie van waterbesparing met KWG's, uitgaande van verschillende KWG-penetratiegraden (25%, 50%, 75% en 100%) en op literatuur gebaseerde minimale en maximale KWG-watervraag. Om redenen van



eenvoud presenteren we in dit rapport alleen resultaten met betrekking tot de penetratiegraad van 100% van KWG's voor NUWTS scenario's. Minimale en maximale KWG-waterstromen werden gedefinieerd als een stroom van 0,2 en 0,4 l s<sup>-1</sup> met een spoelduur van respectievelijk 30 tot 72 seconden en een gebruiksfrequentie van eenmaal per dag. Voor de drinkwatermodellering zullen we alleen resultaten opnemen die betrekking hebben op de maximale KWG-waterverbruik.

Nadat het onderzoek naar de effecten van NUWTS scenario's op de huidige stedelijke watertransportsystemen was afgerond, zijn de scenario's getest in (nieuwe) stedelijke watertransportsystemen met radicaal kleinere diameters. Omdat KWG's verwaarloosbare effecten bleken te hebben op hydraulische parameters tijdens drinkwatertransport, worden voor de nieuwe ontwerpanalyse van het drinkwaternetwerk alleen resultaten met betrekking tot waterbesparing opgenomen. Voor de nieuwe analyse van het rioolontwerp worden echter gedetailleerde resultaten getoond met betrekking tot alle penetratiegraden van KWG.

De laatste fase van het NUWTS project vond plaats gedurende de pandemie SARS-Cov-2. Vanwege de gerapporteerde aanwezigheid van SARS-Cov-2 in rioolwater, is een poging gedaan om de MATLAB®-codes achter SIMDEUM® WW verder aan te passen om 1) SARS-Cov-2 in afvalwater te simuleren (dit is in samenwerking met KWR gedaan) en 2) de invloed van de implementatie van NUWTS scenario's op microbiële aspecten te testen. Daarom is SIMDEUM® WW aangepast voor fecale belastingen met SARS-Cov-2. Omdat het hoogst onzeker is tot wanneer de SARS-Cov-2-pandemie zal duren, is ook een poging gedaan om een aantal algemene fecale indicatoren te modelleren, zoals fecale coliformen, Escherichia coli en Enterococci. Voor de simulatie van SARS-Cov-2 is ervan uitgegaan dat tien huishoudens tegelijkertijd besmet raken in een straat op Prinseneiland. De gemiddelde shedding curve gerapporteerd door Zheng et al. [82] (Figuur 7 links) is gebruikt als invoer voor SIMDEUM® WW. De simulatieduur was ingesteld op 28 dagen en weekenden werden behandeld als normale weekdays voor de watervraag. Voor de algemene fecale indicatoren, zoals fecale coliformen, Escherichia coli en Enterococci (Figuur 7 rechts), is een belasting van 10<sup>7</sup> kolonievormende eenheid (CFU) per toilet spoeling gebruikt [83, 84]. Omdat het ECO-scenario slechts 1 L toiletten omvat, zonder de mogelijkheid om onderscheid te maken tussen kleine (urine) en grote (fecaliën) spoeling, werd in SIMDEUM® een frequentie van één spoeling per persoon per dag ingesteld (dus exclusief 5 spoelingen van ~ 6L water en urine). Voor zover bekend, is er geen vergelijkbaar onderzoek dat zich bezighoudt met de stochastische microbiële modellering met betrekking tot afvalwater.



Indicator	Methode	Concentratie (100 CFU per fecale spoeling)
Faecal coliforms	Kweekmethode	10 <sup>6</sup> -10 <sup>8</sup>
Escherichia coli	Kweekmethode	10 <sup>6</sup> -10 <sup>8</sup>
Enterococci	Kweekmethode	10 <sup>5</sup> -10 <sup>7</sup>

Figuur 7 Links: SARS-cov-2 shedding curve [82]. Rechts: Algemene fecale indicatoren in rioolwater [83, 84].

Terwijl voor de hydraulische en nutriënten gerelateerde modelvalidatie de huidige huishoudstatistieken zijn toegepast (1,67 persoon per huishouden), zijn voor de NUWTS scenario's testen zowel de veronderstelde minimale bezetting (1,1 persoon per huishouden) als maximale bezetting (1,8 persoon per huishouden) toegepast (data verkregen van Statistiekbureau gemeente Amsterdam). Omdat de resultaten niet significant verschillend bleken te zijn, worden in dit rapport alleen gegevens met betrekking tot de maximale bezetting gepresenteerd.

### 3.2.1 De invloed van NUWTS scenario's op de stroomsnelheid en verblijftijd in het drinkwaternet

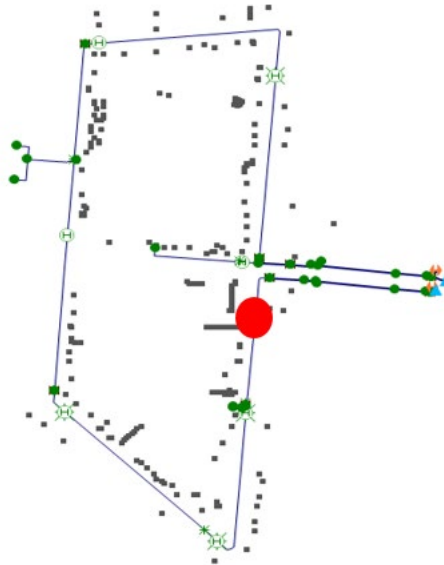
De dimensionering van drinkwaterdistributienetten vereist gedetailleerde analyse en berekeningen gezien de impact die leidingdimensies kunnen hebben op hydraulische, fysische, chemische en microbiologische processen in het net. Historisch gezien werden drinkwaternetwerken gedimensioneerd uitgaande van de voortdurende groei van de watervraag en brandblushoeveelheden die leidden tot het fenomeen van overgedimensioneerde netwerken. De impact van te grote netwerken is lage snelheden in de netwerken en langere verblijftijden, wat accumulatie van bezinksel en afzettingen en daarmee gerelateerde waterkwaliteitsproblemen kan veroorzaken, zoals verkleuring, laag restgehalte desinfectiemiddel en microbiologische groei [85].

In drinkwaterdistributiesystemen kan de drinkwaterverblijftijd worden beschouwd als één van de belangrijkste surrogaatparameters voor de waterkwaliteit. De verblijftijd in distributienetten is een functie van verschillende parameters, zoals: de afstand tot de waterzuiveringsinstallatie, leidingdiameter (variërend van 20 mm voor dienstleidingen tot 1600 mm voor het transportnet), watersnelheid die wordt bepaald door actuele drinkwatervraag en populatiegrootte [86]. Het is bekend dat lange verblijftijden, die kunnen variëren van enkele uren tot 30 dagen, microbiële (her)groei in drinkwaterdistributienetwerken kunnen bevorderen [87, 88].

Om problemen met overgedimensioneerde netwerken te vermijden, werd een nieuw concept van zelfreinigende distributienetwerken voorgesteld met een gereduceerde maar realistische brandblusvraag tot  $30\text{m}^3\text{ h}^{-1}$  [89]. Zelfreinigende netwerken worden ontworpen met een vertakte structuur van kleinere leidingdiameters en worden gedimensioneerd aan de hand van de volgende criteria: drinkwatersnelheid van minimaal  $0,4\text{ m s}^{-1}$  (gedurende enkele minuten per dag) en de vraag die werd bepaald op basis van  $q\sqrt{n}$  method. [88].

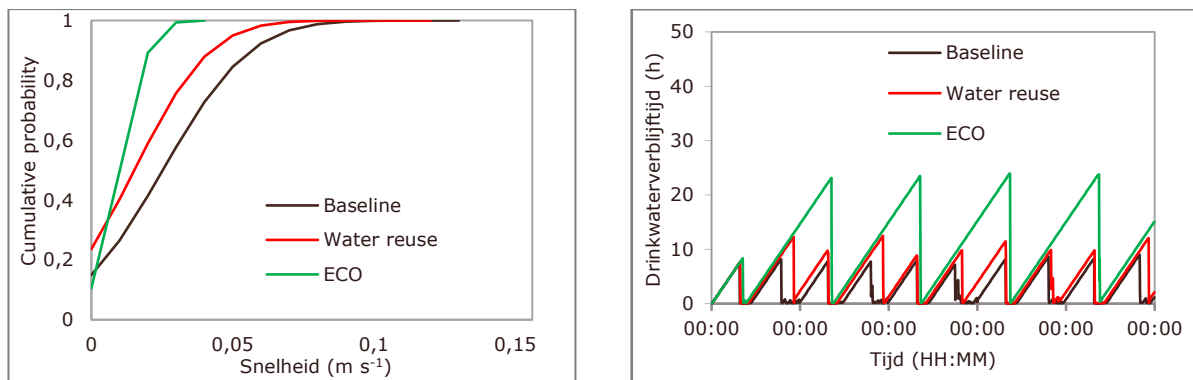
Met betrekking tot watervraag en snelheden in de zelfreinigende netwerken is door Blokker [76] een verdere stap gezet. Volgens dit onderzoek zou in de perifere zones van de distributienetwerken waar de waterstromen en snelheden zeer variabel lijken te zijn, een stochastisch vraagmodel als SIMDEUM moeten worden overwogen in plaats van de  $q\sqrt{n}$ -methode. De resultaten tonen aan dat in die delen van de watervoorzieningsnetwerken snelheden in het bereik van  $0.2 - 0.25\text{ m s}^{-1}$  voldoende zijn om schone leidingen te behouden.

In Figuur 8 is de locatie van de leiding waarvoor de drinkwaterresultaten worden gepresenteerd weergegeven.



Figuur 8 Leidinglocatie (rode stip) waarvoor drinkwaterresultaten worden gepresenteerd

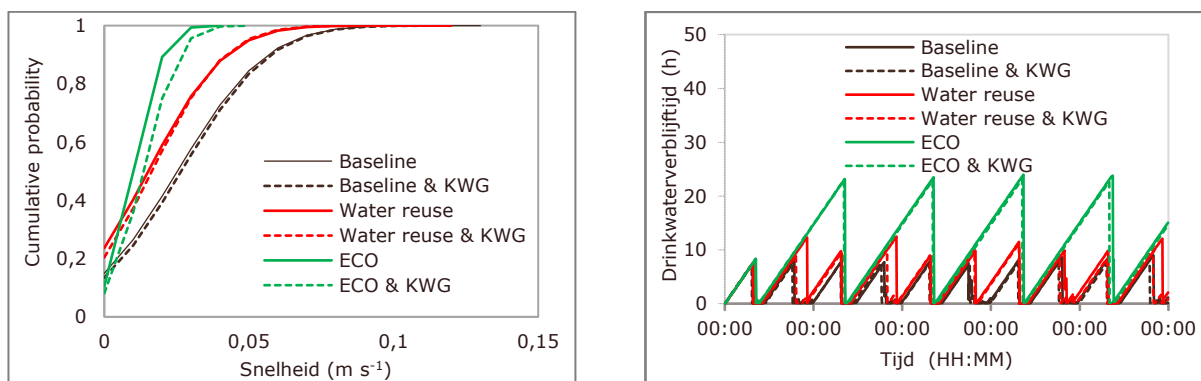
In Figuur 9 worden de effecten van de implementatie van NUWTS-waterbesparingsscenario's op de hydraulische parameters van het drinkwaternet, snelheid en verblijftijd, weergegeven.



Figuur 9 Effect van waterbesparingsscenario's op de: Cumulatieve frequentieverdeling van drinkwatersnelheid (links) en drinkwaterverblijftijd (rechts)

Figuur 9 (links) geeft de cumulatieve frequentieverdeling van gemodelleerde snelheden, die varieerden van 0 tot 0,13, van 0 tot 0,12 en van 0 tot 0,04  $\text{m s}^{-1}$  voor respectievelijk het baseline-, waterhergebruik- en ECO-scenario. Dit heeft duidelijk geresulteerd in een toename van de drinkwaterverblijftijd met maximaal 40% en 167% voor respectievelijk waterhergebruik en ECO-scenario's, weergegeven in Figuur 9 (rechts). Zoals te zien is in Figuur 9 (links), is er een groot verschil in de frequentieverdeling tussen de scenario's en laat het ECO-scenario een kleinere range van snelheden zien, d.w.z. stabiel in vergelijking met het basisscenario. Het is belangrijk erop te wijzen dat deze resultaten betrekking hebben op het prille begin van het drinkwaternet. Hoe verder gelegen van het analyse punt, hoe slechter de resultaten, aangezien het water meestal stilstond in alle scenario's incl. baseline scenario. Opvallend is dat zelfs voor het baseline scenario de gemodelleerde snelheden niet voldeden aan de zelfreinigende vereisten van 0,2 - 0,25  $\text{m s}^{-1}$  eenmaal per dag.

In Figuur 10 is het effect van de combinatie van waterbesparingsscenario's met voedselrestenvermalers (KWG's) op de drinkwatersnelheid en de drinkwaterverblijftijd weergegeven.



Figuur 10 Effect van een combinatie van waterbesparingsscenario's en KWGs op de: Cumulatieve frequentieverdeling van drinkwatersnelheid (links) en drinkwaterverblijftijd (rechts)

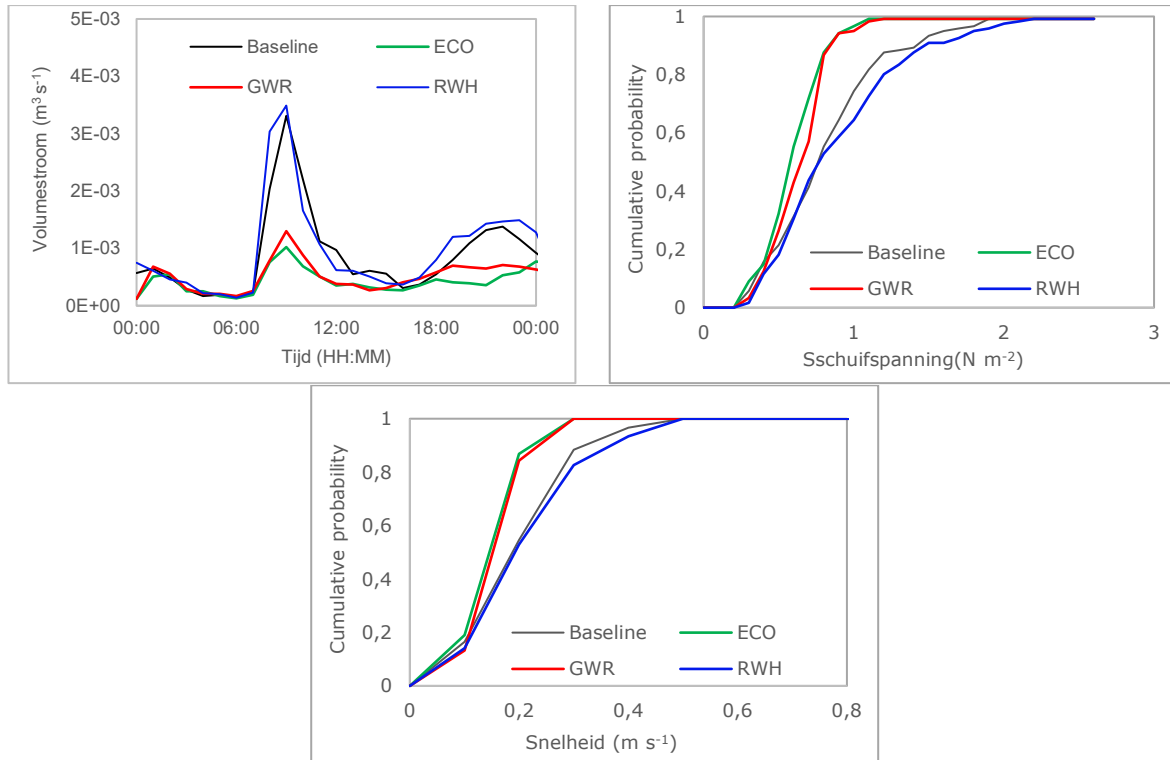
In combinatie met de implementatie van KWG's bleven de snelheden binnen hetzelfde bereik, van 0 tot 0,12, van 0 tot 0,09 en van 0 tot 0,05 m s<sup>-1</sup> voor voor baseline, waterhergebruik en ECO-scenario. Zoals blijkt uit Figuur 10 (links en rechts) zijn er verwaarloosbare verschillen tussen waterbesparingsscenario's met of zonder KWG zowel wat betreft de snelheid als de drinkwaterverblijftijd.

### 3.2.2 De effecten van NUWTS scenario's op riool hydraulica en nutriënten

Net als bij het ontwerp van drinkwaterdistributienetwerken, moeten rioleringen zo worden ontworpen dat ze voldoen aan de minimale 'zelfreinigende' stroomsnelheid die moet worden bereikt op een bepaalde waterdiepte in het riool of met een bepaalde frequentie [90]. De zelfreinigende snelheid moet in het bereik van 0,5 tot 1 m s<sup>-1</sup> liggen voor beweging van grotere sediment deeltjes [90-93]. Naast een minimale snelheid, moeten de minimale schuifspanningswaarden variëren tussen 1 en 4 N m<sup>-2</sup> [90, 93-98].

Terwijl bij het modelleren van het drinkwaternet het RWH scenario en het GWR scenario werden samengevoegd tot "water reuse scenario", is voor modellering van nutriënten flows een onderscheid gemaakt tussen baseline en RWH scenario. Ondanks zelfde patroon in volumestroom, verschillen baseline en RWH scenario sterk in afvalwatersamenstelling.

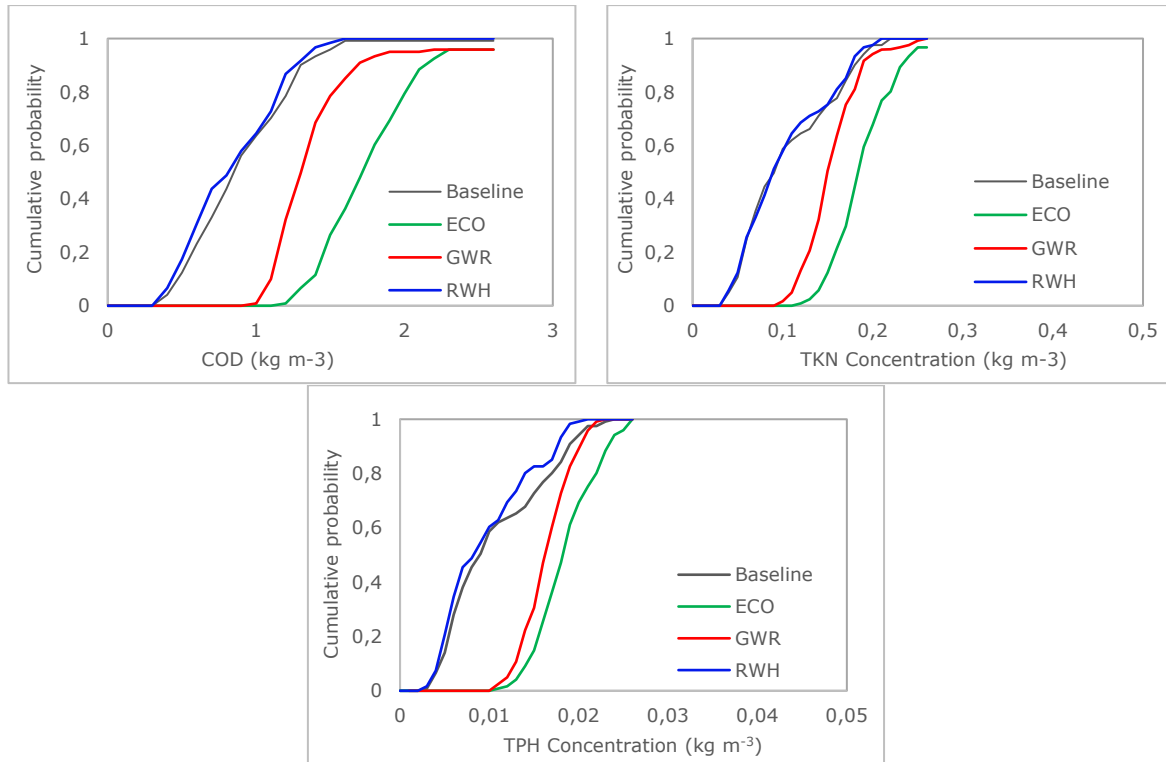
In Figuur 11 zijn de effecten van implementatie van NUWTS waterbesparing scenario's op hydraulische parameters weergegeven.



Figuur 11 Effecten van waterbesparingsscenario's op de hydraulische parameters: volumestroom (linksboven), cumulatieve frequentieverdeling van schuifspanning (rechtsboven) en cumulatieve frequentieverdeling van snelheid (beneden)

Figuur 11 toont resultaten geanalyseerd over een periode van vijf dagen (maandag - vrijdag). In Figuur 11 (linksboven) is te zien dat het effect van GWR- en ECO-scenario's een dramatische vermindering is van zowel de ochtendpiekstromen (tot  $\sim 75\%$ ) als de gemiddelde stromen (tot  $\sim 60\%$ ). In deze scenario's is het debiet veel lager, waardoor kleinere buisdiameters gerechtvaardigd zijn. De schuifspanning en snelheid voor GWR en ECO bleken respectievelijk in het bereik van 0 tot 1,37, van 0 tot 1,20  $\text{N m}^{-2}$ , van 0 tot 0,37 en van 0 tot 0,36  $\text{m s}^{-1}$  te liggen. Daarom kan de implementatie van de waterbesparingsscenario's, zonder herontwerp van rioleringen, moeite hebben om zelfreinigend vermogen van rioleringen te leveren. Dit kan op zijn beurt leiden tot verstoppingen van het riool en de kans op overstromingen van het riool vergroten [90, 96]

In Figuur 12 is de invloed van de implementatie van NUWTS-waterbesparingsscenario's op nutriëntenvrachten in rioolwater weergegeven.

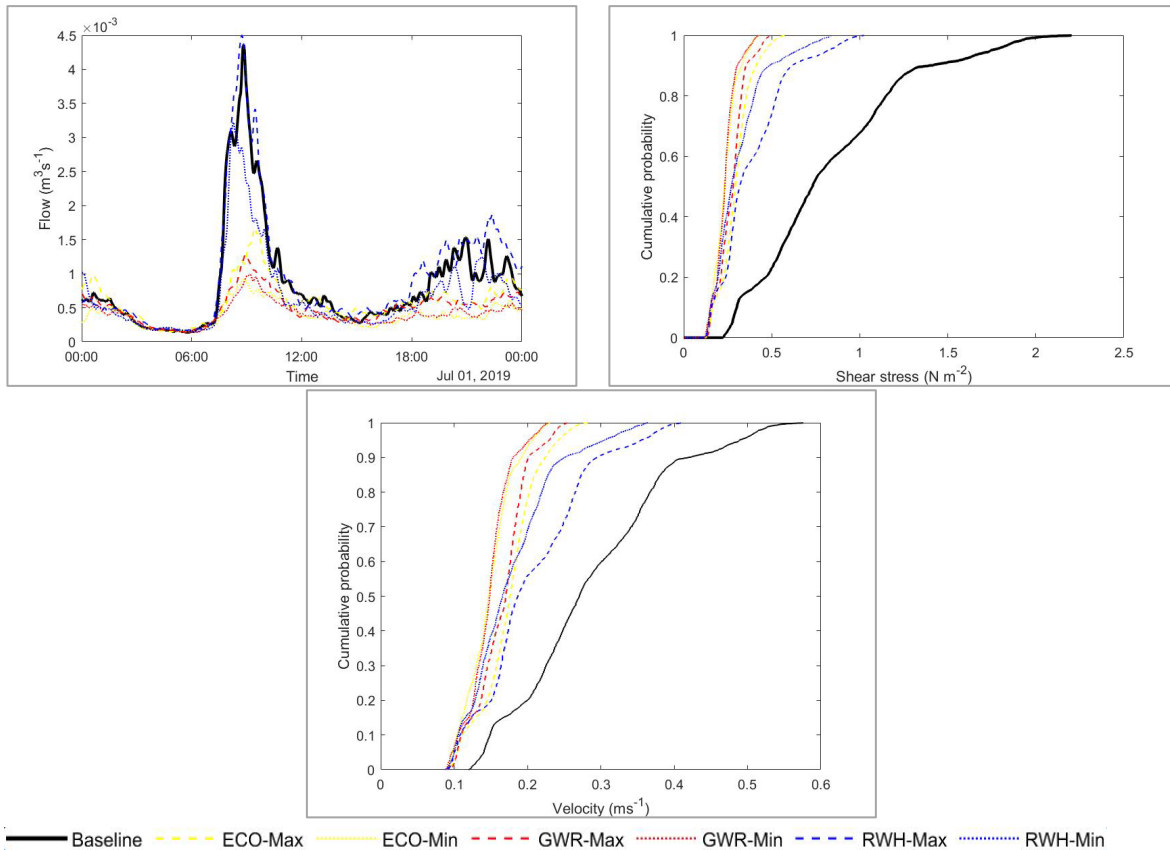


Figuur 12 Effecten van waterbesparingsscenario's op de nutriënten bij gemaal: cumulatieve frequentieverdeling van CZV (linksboven), van TKN (rechtsboven) en van TPH (beneden)

Het RWH-scenario resulteert in profielen vergelijkbaar met het Baseline scenario met betrekking tot CZV-, TKN- en TPH-niveaus, omdat het drinkwater vervangen is door een niet-drinkbaar alternatief (regenwater). Het ECO-scenario resulteert in de hoogste concentratie nutriënten in afvalwater, hoewel de range vergelijkbaar is met Baseline en RWH-scenario's. Het GWR-scenario bleek afvalwater te produceren met concentraties tussen de andere twee scenario's (ECO en RWH), maar in een veel smallere range. Dit scenario zou daarom de voorkeur kunnen hebben voor de resource recovery aanpak, gezien de geringe variatie in concentratie.

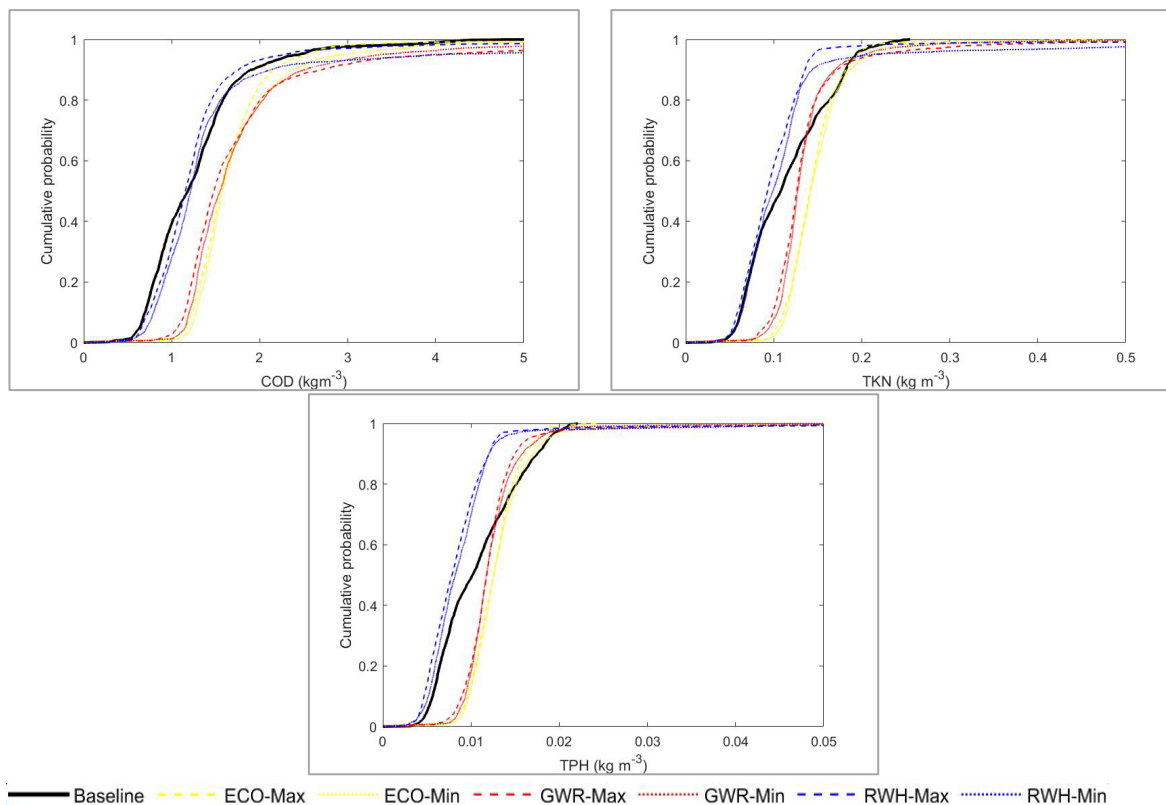
### 3.2.3 De invloed van NUWTS scenario's in combinatie met KWG's op de hydraulische parameters en nutriënten

In deze paragraaf worden de effecten van de combinatie van waterbesparingsscenario's en KWG gepresenteerd. Figuur 13 toont de effecten van de combinatie van NUWTS waterbesparingsscenario's en KWG's op de hydraulische parameters.



Figuur 13 Effecten van waterbesparingsscenario's in combinatie met KWG's op de hydraulische parameters: volumestroom (linksboven), cumulatieve frequentieverdeling van schuifspanning (rechtsboven) en cumulatieve frequentieverdeling van snelheid (beneden). Max en min betreffen de maximale en minimale bezetting van de huishoudens.

De combinatie van waterbesparingsscenario's en KWG's resulteert ook in een grote reductie van de ochtendpiekstromen (tot  $\sim 55\%$ ) en gemiddelde stromen (tot  $\sim 50\%$ ). Door de introductie van vaste stoffen via KWG's, bleken schuifspanning en snelheden te verschillen tussen maximale en minimale huishoudbezetting voor ECO-, GWR- en RWH-scenario's. Als direct gevolg van waterbesparingsstrategieën is het debiet in het rioolstelsel veel kleiner, ook in combinatie met KWG's, wat kleinere buisdiameters rechtvaardigt. De schuifspanning en snelheid voor alle onderzochte scenario's in combinatie met KWG's bleken respectievelijk in het bereik van 0 tot 1,2 en van 0 tot 0,45  $\text{m s}^{-1}$  te liggen. Daarom kan de combinatie van waterbesparingsscenario's en KWG's, zonder het opnieuw ontwerpen van rioleringen, ook leiden tot verstoppingen en de kans op overstromingen van het riool vergroten [90, 96].



Figuur 14 Effecten van waterbesparingsscenario's in combinatie met KWG's op de nutriënten bij gemaal: cumulatieve frequentieverdeling van CZV (linksboven), van TKN (rechtsboven) en van TPH (beneden). Max en min betreffen de maximale en minimale bezetting van de huishoudens.

Visuele inspectie van de cumulatieve frequentieverdelingen van CZV-, TKN- en TPH-concentratieniveaus in afvalwater laat zien dat de grootte van het huishouden (max. bezettingsgraad en min. bezettingsgraad) een verwaarloosbare invloed had op de modellering van de afvalwaterkwaliteit. De hoeveelheid nutriënten per persoon per dag als gevolg van de implementatie van KWG in combinatie met waterbesparende strategieën wordt voorspeld op 0–194 g CZV, 0–14 g TKN en 0–1.5 g TPH. De nutriëntenbelasting die in het huidige onderzoek wordt verkregen, is vergelijkbaar met de dagelijkse nutriëntenbelasting per persoon van 86-137 g CZV, 8-15 g TKN en 1-3 g TPH zoals gerapporteerd in de literatuur [55, 99, 100]. De toename van CZV-massabelastingwaarden in het huidige onderzoek is het gevolg van de combinatie van KWG's (hoog organisch gehalte) en waterbesparende maatregelen. Dit verschil in massabelasting van CZV komt echter overeen met de waarden die afzonderlijk zijn gepubliceerd door onderzoekers over gemalen keukenafval [48, 101, 102]. De massabelasting van TPH-waarden is lager dan de waarden die in eerdere onderzoeken zijn gevonden. Mogelijk komt dit door de toepassing van fosfaatarme of fosfaatvrije detergentia die in dit studiemodel zijn opgenomen. Er werd ook vastgesteld dat de toevoeging van KWG aan ECO-scenario en GWR-scenario de meest gunstige opties blijken te zijn voor het terugwinnen van nutriënten, aangezien deze scenario's een klein werkbereik bieden. Vanwege de hoge organische belasting is echter een gedecentraliseerd behandelings- en terugwinningssysteem nodig voor ECO- en GWR-scenario's in combinatie met KWG's. Door een gedecentraliseerd zuiveringssysteem toe te passen met niet-corrosieve rioolleidingen, kan een korte verblijftijd van afvalwater in de riolering worden bereikt, waardoor negatieve problemen zoals (H<sub>2</sub>S) generatie en mogelijk verval van



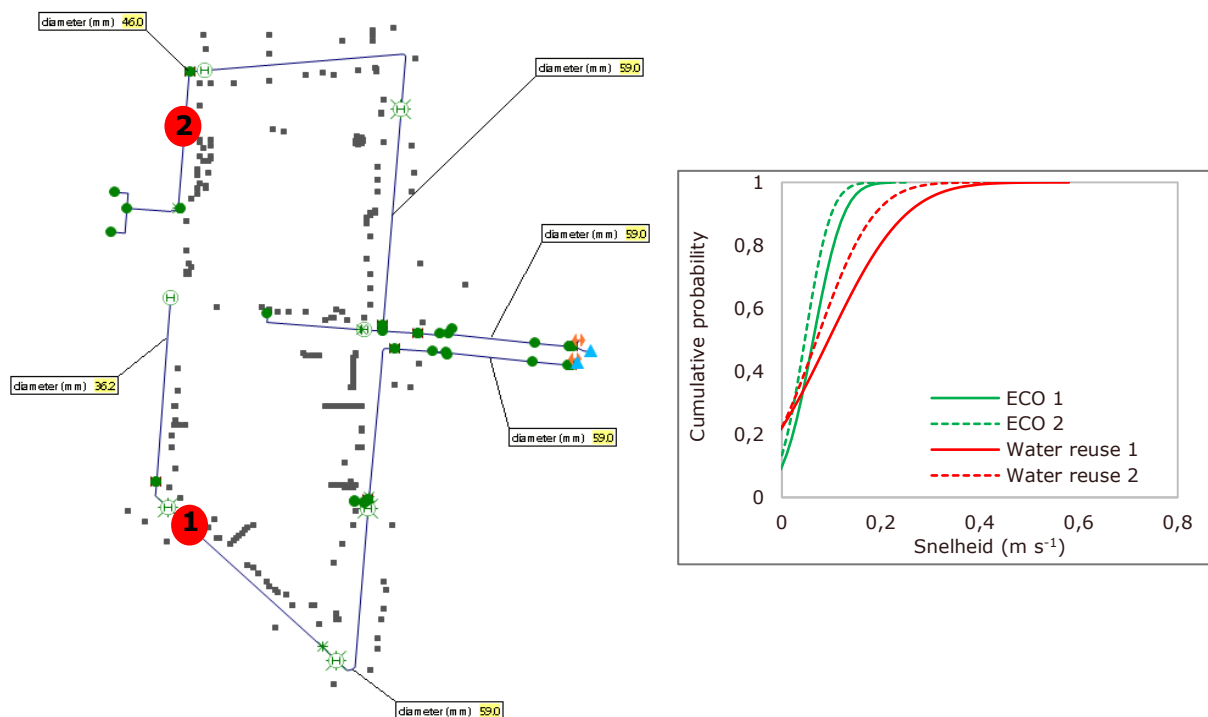
organische stoffen in de riolering worden vermeden [17]. Een vergelijkbare conclusie werd getrokken door Zeeman et al. [103] die stellen dat omleiding van grijs water en toevoeging van zwart water met keukenafval kan helpen bij het scheiden en terugwinnen van maximaal 80-92% van de nutriënten. De gemiddelde nutriëntenbelasting in zwart water is 61 g CZV, 9,8 g TKN en 1.3 g TPH per persoon per dag [104].

### 3.2.4 Toekomstige drinkwater- en rioolnetwerken met een kleine diameter

Nadat de hypothese was bevestigd dat de huidige drinkwater- en rioleringsnetwerken niet goed functioneren bij de grootschalige toepassing van waterbesparende technologieën, al of niet in combinatie met KWG's, is overgegaan tot het modelleren van: 1) vertakte drinkwaternetwerken met een kleine diameter en 2) rioleringen met een kleine diameter die onder een verhang zijn gelegd die hoger is dan traditionele.

#### Drinkwaternetwerken met kleine diameter

De implementatie van maximale watervraag voor KWG's heeft een verwaarloosbaar effect op de drinkwatersnelheid en verblijftijd. (Figuur 10). Daarom is voor de analyse van drinkwaternetwerken met een kleine diameter het KWG-scenario uitgesloten. In Figuur 15 worden cumulatieve frequentieverdelingen van snelheden in twee leidingen in een vertakt drinkwaternet met kleinere leidingdiameters weergegeven.



Figuur 15 De lay-out van een vertakt drinkwaternetwerk met kleinere leidingdiameters en locatie van leidingen voor snelheidsbeoordeling (links) en cumulatieve frequentieverdelingen van snelheden voor ECO- en waterhergebruikscenario's in twee leidingen

De waargenomen snelheden in beide leidingen (1 en 2) varieerden van 0 tot  $\sim 0,3 \text{ m s}^{-1}$  en 0 tot  $\sim 0,6 \text{ m s}^{-1}$ , respectievelijk voor het ECO (1 & 2) en GWR scenario (1 & 2). Kleine verschillen tussen de twee onderzochte leidingen zijn gevonden (Figuur 15 rechts). De

combinatie van een kleinere diameter en een vertakte lay-out van het netwerk (Figuur 15 links) blijkt zelfreinigende snelheden op te leveren [76, 85].

Omdat traditionele ontwerpprincipes voor drinkwaternetwerken ook aan brandbluseisen moeten voldoen, is een aanvullende analyse (zogenaamde hydranttest) uitgevoerd. Deze analyse omvatte onder meer het gebruik van een brandkraan om de gewenste brandblus volumestroom te leveren bij gemiddeld en maximaal uurverbruik. Resultaten gepresenteerd in Appendix II laten zien dat zelfs bij maximaal uurverbruik, een ver afgelegen brandkraan  $15 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  bluswaterstroom kon leveren, onder een druk van meer dan 100 kPa. Deze prestatie is redelijk goed, want onder normale omstandigheden dient de minimale druk op de aansluiting 150 kPa te zijn [105]. Daarom kunnen vertakte netwerken met kleinere diameters een oplossing zijn om zelfreinigend vermogen te bereiken en tegelijkertijd voldoende water voor branddoeleinden te leveren. Een dergelijke aanpak is aan te raden voor 1) nieuwbouwwijken die NUWTS scenario's willen toepassen en 2) buurten die in de nabije toekomst een reconstructie ondergaan en die NUWTS scenario's willen toepassen.

### Rioolnetwerken met kleine diameter

In dit rapport wordt een geteste riool lay-out besproken, ontworpen met buisdiameters van 110 mm en een verhang van 1: 160, onder verschillende penetratiegraden van KWG's. Meer details over twee andere geteste lay-outs zijn te vinden in de MSc-scriptie van Srinivasa [81]. In Tabel 2 is het effect op hydraulische parameters als gevolg van de implementatie van KWG's bij verschillende penetratiegraden in combinatie met waterbesparende strategieën samengevat.

Tabel 2 Het effect op hydraulische parameters als gevolg van de implementatie van KWG's bij verschillende penetratiegraden in combinatie met met waterbesparende strategieën. De snelheids-, diepte- en schuifspanningswaarden die in de tabel worden aangegeven, zijn de maximaal bereikte waarden in een rioolnetwerk met een diameter van 110 mm en een verhang van 1: 160. Max en min betreffen de maximale en minimale bezetting van de huishoudens [81].

	100%						75%					
	KWG Min usage			KWG Max usage			KWG Min usage			KWG Max usage		
	Velocity ( $\text{m.s}^{-1}$ )	Depth (m)	Shear stress ( $\text{N.m}^{-2}$ )	Velocity ( $\text{m.s}^{-1}$ )	Depth (m)	Shear stress ( $\text{N.m}^{-2}$ )	Velocity ( $\text{m.s}^{-1}$ )	Depth (m)	Shear stress ( $\text{N.m}^{-2}$ )	Velocity ( $\text{m.s}^{-1}$ )	Depth (m)	Shear stress ( $\text{N.m}^{-2}$ )
Baseline	0.576	0.044	2.203	0.576	0.044	2.203	0.576	0.044	2.203	0.576	0.044	2.203
ECO-Max	0.512	0.039	1.297	0.608	0.054	1.672	0.518	0.04	1.326	0.561	0.046	1.48
ECO-Min	0.463	0.033	1.118	0.534	0.041	1.39	0.462	0.033	1.115	0.533	0.041	1.387
GWR-Max	0.565	0.047	1.5	0.565	0.047	1.5	0.518	0.04	1.323	0.568	0.047	1.514
GWR-Min	0.504	0.039	1.264	0.506	0.039	1.272	0.46	0.033	1.108	0.477	0.036	1.16
RWH-Max	0.714	0.071	2.167	0.77	0.084	2.469	0.691	0.068	2.049	0.729	0.074	2.244
RWH-Min	0.641	0.057	1.827	0.664	0.063	1.923	0.657	0.062	1.888	0.668	0.063	1.943
	50%						25%					
	KWG Min usage			KWG Max usage			KWG Min usage			KWG Max usage		
	Velocity ( $\text{m.s}^{-1}$ )	Depth (m)	Shear stress ( $\text{N.m}^{-2}$ )	Velocity ( $\text{m.s}^{-1}$ )	Depth (m)	Shear stress ( $\text{N.m}^{-2}$ )	Velocity ( $\text{m.s}^{-1}$ )	Depth (m)	Shear stress ( $\text{N.m}^{-2}$ )	Velocity ( $\text{m.s}^{-1}$ )	Depth (m)	Shear stress ( $\text{N.m}^{-2}$ )
ECO-Max	0.52	0.042	1.383	0.543	0.044	1.411	0.529	0.041	1.372	0.54	0.043	1.406
ECO-Min	0.467	0.034	1.131	0.471	0.035	1.144	0.471	0.035	1.146	0.486	0.037	1.192
GWR-Max	0.483	0.037	1.179	0.547	0.045	1.425	0.48	0.036	1.171	0.504	0.039	1.264
GWR-Min	0.456	0.033	1.094	0.473	0.035	1.15	0.459	0.033	1.105	0.446	0.032	1.055
RWH-Max	0.703	0.07	2.109	0.73	0.075	2.25	0.73	0.074	2.248	0.691	0.068	2.05
RWH-Min	0.646	0.06	1.844	0.645	0.059	1.839	0.388	0.059	1.835	0.665	0.063	1.929

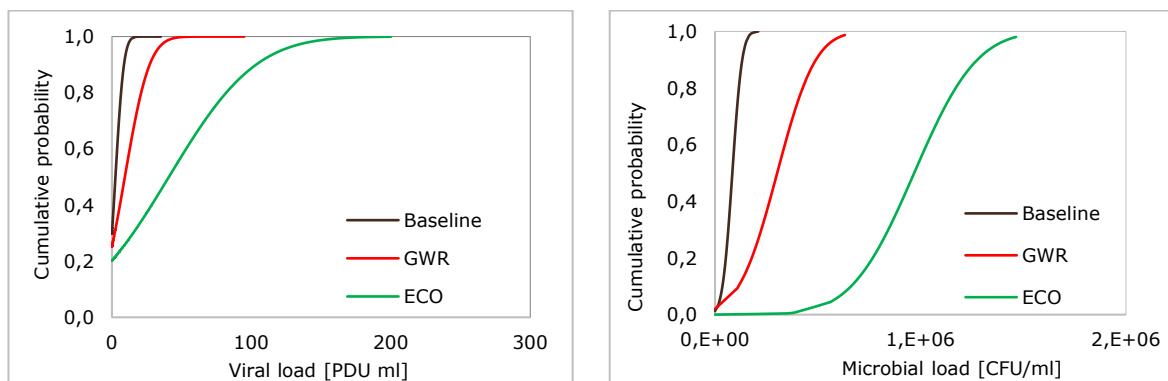
Uit Tabel 2 blijkt dat in alle scenario's schuifspanningswaarden binnen het aanbevolen bereik van 1 tot  $4 \text{ N m}^{-2}$  liggen en dat de diepte van het afvalwater in de buis minder dan 0,09 m is, wat voldoet aan de ontwerpcriteria van 0,8 keer de diameter van de buis tijdens piekstromen [97]. De maximale snelheid van afvalwater voor 100% en 75% implementatie van KWG's (maximaal en minimaal gebruik) met ECO (maximale bezetting) en GWR-scenario voor het netwerk met PVC-buis met een diameter van 110 mm en 1:

30

160 helling ligt in de range van 0,504–0,608 m s<sup>-1</sup> wat net voldoende is om de zelfreinigende snelheid van 0,5-1 m s<sup>-1</sup> te bereiken. Bij 50% en 25% implementatie van KWG's (maximale en minimale bezetting van de huishoudens) met ECO- en GWR-scenario bij minimale bezetting, liggen de snelheden iets onder de criteria voor zelfreinigende rioleringen. Een vergelijkbare conclusie met betrekking tot de impact van GWR's en waterefficiënte technologieën werd getrokken door [106], namelijk dat ~ 30% van de implementatie van deze technologieën zou kunnen leiden tot verstoppingen in straatrioleringen met een diameter van 150 mm. In dit geval zou vacuümriolering een gunstige optie kunnen zijn om met dit lage debiet rioolwater te transporteren [103]. Over het algemeen zijn rioleringen met een kleine diameter die onder een hogere dan conventionele helling zijn gelegd, een aanpak om het zelfreinigende vermogen te behouden. Net als bij drinkwaternetwerken is deze aanpak aan te raden voor 1) nieuwbouwwijken die NUWTS scenario's willen adopteren en 2) wijken die in de nabije toekomst een reconstructie ondergaan en die NUWTS scenario's willen toepassen.

### 3.2.5 Stochastische modellering van fecale bacteriële en virale concentraties in rioolwater

Zoals besproken in 3.2, is, ingegeven door de aanhoudende SARS-Cov-2 pandemie en de aanwezigheid van SARS-Cov-2 in rioolwater, een stochastisch model ontwikkeld voor het voorspellen van fecale microbiële en virale concentraties, en transport van microbiële en virale verontreinigingen in rioleringen. SARS-Cov-2 en fecale concentraties, bij het gemaal, voor de verschillende NUWTS scenario's is weergegeven in Figuur 16.



Figuur 16 Effecten van waterbesparingsscenario's op SARS-Cov-2 (links) en algemene microbiële indicatoren (rechts) in rioolwater bij de afvoer van het stroomgebied. PDU staat voor PCR Detection Units en CFU staat voor Colony Formed Units (kolonievormende eenheid).

Uit Figuur 16 blijkt dat in het GWR- en ECO-scenario een 2- en 5-voudige toename in SARS-Cov-2-belasting en een 2,5- en tot 8-voudige toename voor algemene microbiële indicatoren optreedt. Zoals verwacht wordt een lagere toename waargenomen voor SARS-Cov-2, aangezien slechts tien huishoudens het virus zouden uitscheiden. Dit in tegenstelling tot de algemene microbiële indicatoren zoals fecale coliformen, Escherichia coli en Enterococci, die normaal gesproken aanwezig zijn in de feces en dus opgenomen zijn voor alle 418 huishoudens. Ondanks de verschillen in de frequentieverdeling tussen het GWR- en ECO-scenarioscenario, leidt de toepassing van waterbesparing zeker tot een toename van de microbiële en virale belasting. Dit is in overeenstemming met de kennis dat de procentuele toename van (niet alleen microbiële) verontreinigende stoffen in het rioolwater evenredig is met de vermindering van het debiet die wordt bereikt door waterbesparing [107]. Dit negatieve aspect met betrekking tot de toename van virale en

microbiële concentraties, vooral met betrekking tot opportunistische en pathogene soorten, moet verder worden onderzocht op mogelijke risico's.

### 3.3 Conclusies

In dit hoofdstuk zijn de bevindingen gepresenteerd met betrekking tot de ontwikkeling, kalibratie, validatie en het gebruik van het geïntegreerde model voor het testen van NUWTS scenario's. De conclusies worden hieronder samengevat:

- Het geïntegreerde model kan volumestromen in zowel het drinkwaternet als in het rioleringsnet goed voorspellen
- Het afvalwatermodel kan ook massastromen bij het gemaal goed voorspellen
- Toepassing van de NUWTS scenario's heeft een groot effect op verblijftijden en snelheden in het drinkwaternet. Vertakte netwerken met kleinere diameters zijn een oplossing om zelfreinigend vermogen te bereiken. Een dergelijke aanpak wordt geadviseerd voor nieuwbouwwijken en / of buurten die in de nabije toekomst een renovatie ondergaan.
- Door implementatie van de NUWTS -scenario's neemt de nutriëntenbelasting in de riolering toe, terwijl de piekstromen drastisch worden verminderd, wat een kleinere leidingdiameter vergt. Zonder herontwerp van rioleringen kan met de toepassing van de waterbesparingsscenario's geen zelfreinigend vermogen gerealiseerd worden. Rioleringen met een kleine diameter die onder een groter dan conventioneel verhang zijn gelegd, is een methode om het zelfreinigende vermogen te behouden. Net als bij drinkwaternetwerken wordt deze aanpak geadviseerd voor nieuwbouwwijken en/of buurten die in de nabije toekomst een renovatie ondergaan.
- Toepassing van waterbesparingsscenario's leidt niet alleen tot een toename van de nutriëntenbelasting, maar ook tot een toename van de microbiële en virale belasting. Dit effect, vooral met betrekking tot opportunistische en pathogene micro-organismen, moet verder worden onderzocht op mogelijke risico's die voortvloeien uit meer geconcentreerd afvalwater.

## 4 Gezondheidsrisico's van waterbesparende strategieën

In dit hoofdstuk worden de methodologie en de resultaten gepresenteerd van het onderzoek naar de gezondheidsrisico's van twee NUWTS scenario's: regenwateropvang en grijswaterhergebruik. Het ECO- en KWG-scenario zijn uitgesloten vanwege het gebrek aan gegevens voor de analyse. Meer details zijn te vinden in het stageverslag [108].

### 4.1 QMRA methode

Kwantitatieve microbiële risicobeoordeling (QMRA, Quantitative Microbial Risk Assessment) is een veelgebruikte modelbenadering om het risico op infectie in te schatten wanneer blootstelling aan ziekteverwekkers plaatsvindt. De eerste stap in QMRA is het identificeren en selecteren van target ziekteverwekkers voor het blootstellingsscenario dat van belang is. Daarna wordt de dosis van elk target pathogeen geschat voor elk blootstellingsscenario. Vervolgens wordt de kans op infectie geschat met behulp van dosis-responsmodellen van de doelpathogenen. Ten slotte wordt het geschatte infectierisico vergeleken met een benchmarkwaarde [109].

#### 4.1.1 Target ziekteverwekkers identificatie

##### Target ziekteverwekkers in grijswater

Zoals reeds uitgelegd, omvat grijswater het afvalwater van wasmachines, keuken, bad/douche en wastafels [110]. Ziekteverwekkers van huid en slijmvliezen, zoals *Staphylococcus aureus* en *Pseudomonas aeruginosa* kunnen worden aangetroffen in grijs water van bad/douche en wasmachine [111]. Daarnaast kunnen *Salmonella* spp. en *Shigella* spp. ook worden aangetroffen in grijswater afkomstig van voedselverwerkingsprocessen [112]. Bovendien zijn pathogeen *E. coli* O157:H7 en enterische virussen gevonden in grijswater [113]. In dit onderzoek wordt grijswater opgevangen uit badkamer en wasmachine, dus in dit geval zijn de relevante ziekteverwekkers *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa* en *Escherichia coli* O157:H7.

##### Target ziekteverwekkers in regenwater

Regenwateropvang omvat het opvangen van regenwater, opslag en gebruik van het opgevangen water. Microbiële verontreinigingen kunnen worden geïntroduceerd vanuit de lucht, het opvangoppervlak, het transportsysteem en de opslag [114]. In opgevangen regenwater zijn verschillende ziekteverwekkers geïdentificeerd, zoals *E. coli*, *Salmonella* spp., *Giardia lamblia*, *Legionella* spp., *Campylobacter jejunii*, *Aeromonas* spp., *Pseudomonas* spp., *Mycobacterium avium complex* (MAC) en *Naegleria fowleri* [115-117].

Ten minste twee auteurs hebben de concentratie van ziekteverwekkers in op het dak opgevangen regenwater in Australië gekwantificeerd. *Legionella* spp., MAC en *Pseudomonas aeruginosa* zijn de meest voorkomende ziekteverwekkers [115, 118]. Deze ziekteverwekkers zijn ook een punt van zorg voor hun infectieroute door inademing [117, 119, 120]. Vanwege de beschikbaarheid van concentratiegegevens en de mogelijkheid van infectie door inademing, zijn de ziekteverwekkers die zijn geselecteerd als de target ziekteverwekkers in regenwater *Legionella* spp., MAC, en *Pseudomonas aeruginosa*. Om

rekening te houden met de mogelijkheid van infectie via drinkwater, werd *Escherichia coli* O157:H7 ook als target pathogeen beschouwd.

## 4.2 Blootstellingsbeoordeling

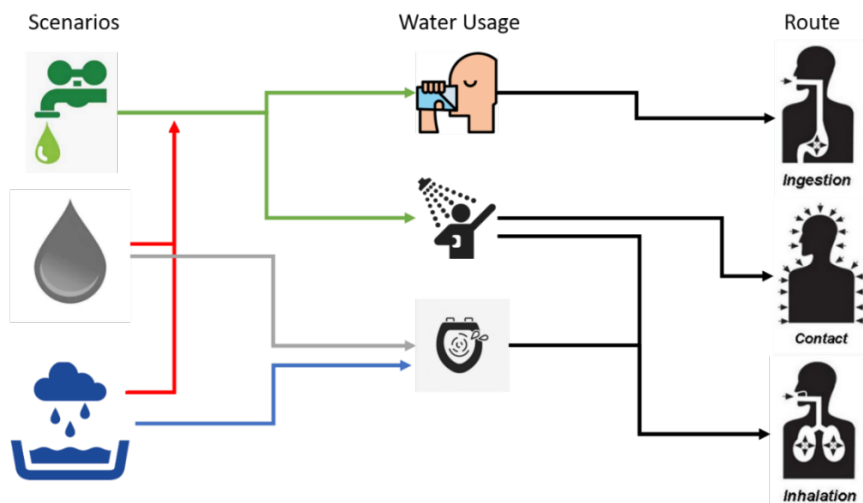
### 4.2.1 Concentratie van ziekteverwekkers

Het concentratiebereik van ziekteverwekkers in Colony Formed Units (CFU) was nodig om het risico op infectie te berekenen met behulp van dosis-responsmodellen. De concentratiegegevens zoals gebruikt in deze studie zijn verkregen uit de literatuur. De concentratiegegevens van MAC en *L. pneumophila* zijn echter alleen beschikbaar in de eenheid van genkopieën. Aangenomen wordt dat één genkopie equivalent is aan één levensvatbare cel, aangezien de PCR-primersets voor MAC en *L. pneumophila* gericht waren op één kopie-gen [117].

Gegevens over de concentratie van *E. coli* O157: H7 in grijswater en opgevangen regenwater ontbreken. Daarom werd de concentratie van *E. coli* gebruikt om de concentratie van *E. coli* O157: H7 te schatten. Aangenomen is dat de verhouding tussen de concentratie *E. coli* O157: H7 en de concentratie *E. coli* 0.027 is, gebaseerd op [121]. Daarna werd de concentratieverdeling van ziekteverwekkers geconstrueerd met behulp van lognormale distributie zoals aanbevolen door de WHO [122]. Nadat de verdeling was geconstrueerd, konden de gemiddelde en standaarddeviatie van de lognormaal worden berekend. De gemiddelde en standaarddeviatie waren de input voor risicoberekeningen. De constructie van de lognormale verdeling van pathogeenconcentraties werd uitgevoerd met MATLAB®.

### 4.2.2 Blootstellingsroutes

De belangrijkste blootstellingsroute in deze studie is via toiletspoeling. Tijdens het doorspoelen van het toilet kan aërosolvorming optreden en is inademing van aërosolen mogelijk [123]. Bovendien kunnen er fouten in de sanitaire binneninstallatie aanwezig zijn, waardoor kruisverbindingen tussen het grijswatersysteem / regenwatersysteem en het drinkwatersysteem kunnen optreden. In Nederland zijn gevallen van kruisverbindingen gemeld waarbij bewoners ziek werden [124]. Bij kruisverbindingen komt verontreinigd drinkwater het menselijk lichaam binnen via inname van drinkwater. Bovendien kan douchen met verontreinigd drinkwater als gevolg van kruisverbindingen mensen ook blootstellen aan ziekteverwekkers via inademing en via huidcontact. De blootstellingsroute waarmee ziekteverwekkers in deze studie het menselijk lichaam binnendringen, is geïllustreerd in Figuur 17. In Figuur 17 staat de groene lijn voor het beoogde gebruik van drinkwater. De grijze en blauwe lijn geven het beoogde gebruik van respectievelijk grijswater en regenwater weer. Ten slotte geeft de rode lijn de kruisverbinding weer die kan optreden tussen het grijs- of regenwatersysteem en het drinkwatersysteem.



Figuur 17 De blootstellingsroutes voor drinkwater, grijswater en regenwater

#### 4.2.3 Blootstellingsdosis

De blootstellingsdosis is het aantal ziekteverwekkers dat het menselijk lichaam binnenkomt. Hoewel de formule voor elke blootstellingsroute anders is, is de basis hetzelfde: concentratie van ziekteverwekkers maal het volume water dat wordt ingenomen, ingeademd of geadsorbeerd via huidcontact. Details over de berekeningen van de dosis ingenomen, ingeademde of geadsorbeerde pathogenen zijn opgenomen in het stageverslag [108].

#### 4.2.4 Dosis-respons

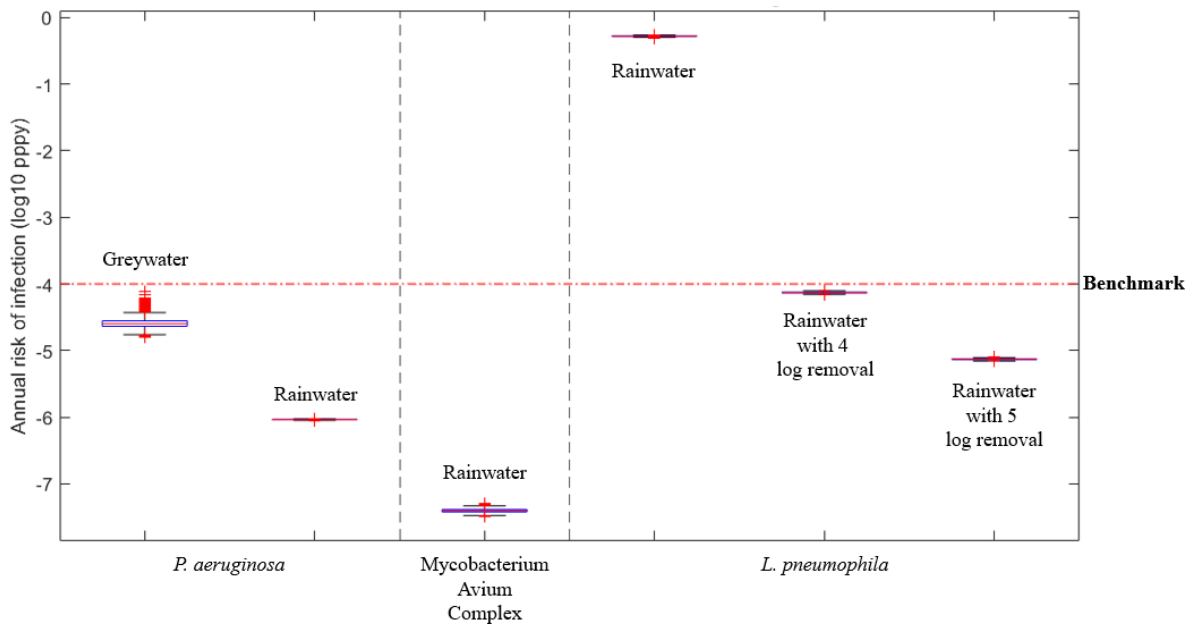
De dosis-responsbeoordeling wordt uitgevoerd om het verband te bepalen tussen het blootstellingsniveau aan ziekteverwekkers en de kans op een nadelig effect. Een dosis-responsmodel is een wiskundige functie die een relatie legt tussen dosis en de kans op infectie, ziekte of ander nadelig effecten [125]. Het model dat wordt gebruikt om dosis-responsrelaties te beschrijven varieert, afhankelijk van de doelpathogenen. De dosis-responsmodellen die in deze studie zijn gebruikt, zijn overgenomen uit peer-reviewed artikelen en zijn verder besproken in het stageverslag [108].

#### 4.2.5 Risicokarakterisering

Het jaarlijkse infectierisico voor elke ziekteverwekker en elk blootstellingsroutescenario is berekend met behulp van de benadering gespecificeerd door Karavarsamis et al. [126]. Monte Carlo-simulaties met 10.000 iteraties werden uitgevoerd met MATLAB® software om de jaarlijkse infectiekans te berekenen. De resultaten worden getoond met behulp van boxplots. De simulatiecode was gebaseerd op stroomdiagrammen voor risicokarakterisering ontwikkeld door Shi et al. [121]. De berekende infectiekans werd vervolgens vergeleken met de infectierisicogrenzen van  $10^{-4}$  (1 per 10.000 personen per jaar) zoals beschreven in het Nederlandse drinkwaterwet [105]. Het water wordt als onveilig beschouwd als dit infectierisico wordt overschreden [122].

#### 4.2.6 QMRA-resultaten en toilet flushing

Het resultaat van risicokarakterisering voor de toilet blootstellingsroute is weergegeven in Figuur 18.



Figuur 18 Jaarlijks infectierisico door toiletspoeling

De resultaten laten zien dat het 95-percentiel van het jaarlijkse risico van het gebruik van onbehandeld grijs water dat is verontreinigd met *P. aeruginosa* voor toiletspoeling  $0.45 \times 10^{-4}$  per persoon per jaar (pppy) is, wat iets onder de infectierisicobenchmark van  $10^{-4}$  pppj ligt. Hoewel het jaarlijkse infectierisico door het gebruik van onbehandeld grijswater voor toiletspoeling onder de grenswaarde ligt, heeft een eerdere studie aangetoond dat *P. aeruginosa* kan nagroeien in het hergebruikstelsel, zelfs als het grijswater is behandeld. [127]. In geval van groei van *P. aeruginosa* zal de concentratie in het spoelwaterreservoir van het toilet hoger zijn dan in het onbehandelde grijswater, en daarmee de kans op infectie verhogen.

De jaarlijkse infectierisico's van *P. aeruginosa* en MAC in onbehandeld opgevangen regenwater liggen onder de benchmark, rond  $10^{-6}$  pppy en  $10^{-7}$  pppj. Daarentegen ligt het jaarlijkse risico op infectie door *L. pneumophila* met 0.64 pppy ver boven de benchmark. Om het jaarlijkse infectierisico van *L. pneumophila* onder grenswaarde te krijgen, is behandeling met 5-log verwijdering nodig. In vergelijking met *L. pneumophila* zijn zowel *P. aeruginosa* als MAC in lagere concentraties aanwezig in regenwater. Bovendien is de infectieusiteit van beide pathogenen, weergegeven met de k-waarde in de dosis-responsrelatie, veel lager dan die van *L. pneumophila*.

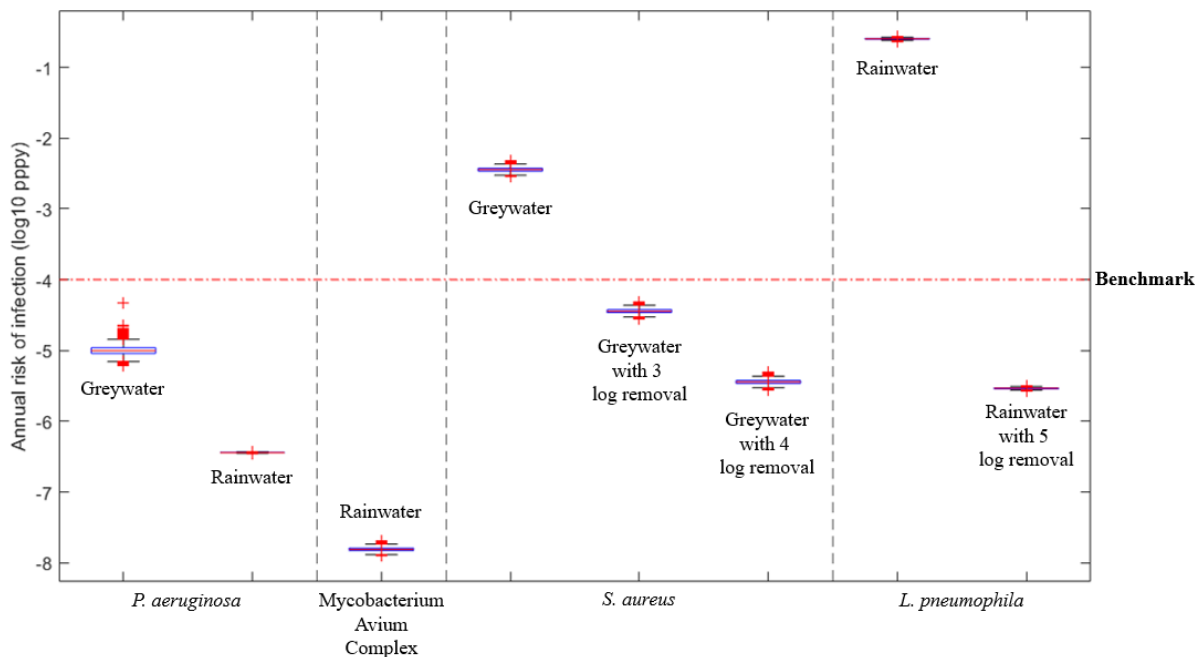
De mediane concentratie van *L. pneumophila* in deze studie is  $1.7 \times 10^3$  gc/100 ml, waarvan werd aangenomen dat deze gelijk was aan 1700 CFU / 100 ml. Een eerdere studie wees uit dat de mediane kritische concentratie van *L. pneumophila* die  $10^{-4}$  pppy jaarlijks risico op infectie veroorzaakt in conventionele toiletten en waterefficiënte toiletten 103 CFU/100 ml en 168 CFU/100 ml is [128].



De concentratie van *L. pneumophila* in deze studie is 10 keer hoger dan de kritische concentratie eerder gerapporteerd [128], dus een jaarlijks infectierisico dat de benchmark overschrijdt, kan worden verwacht. Het jaarlijkse infectierisico in deze studie is echter bijna 4 log hoger dan de benchmark, wat duidt op een overschatting van het risico.

#### 4.2.7 Kruisverbinding – douchen met grijswater en regenwater

Resultaten van de risicokarakterisering van douchen met regenwater en grijswater in plaats van met drinkwater, door kruisverbindingen, zijn weergegeven in Figuur 19.



Figuur 19 Jaarlijkse infectierisico van douchen met grijswater en regenwater door kruisverbindingen

De resultaten laten zien dat het risico op infectie bij douchen met regenwater en grijswater, bij inademing lager is dan bij toiletspoeling. Het douchen met onbehandeld grijs water verontreinigd met *P. aeruginosa* resulteerde in een infectierisico van  $1.5 \times 10^{-5}$  pppy (95-percentiel), wat lager is dan de  $10^{-4}$  pppy-benchmark. Bovendien vormt het douchen met water dat is aangesloten op het regenwater opvangsysteem, net als bij toiletspoeling, een hoog infectierisico voor *L. pneumophila* met een jaarlijks risico dat ver boven de benchmark ligt. Behandeling van regenwater met 5-log verwijdering van *L. pneumophila* resulteert in een jaarlijks infectierisico van  $2.5 \times 10^{-5}$  pppy.

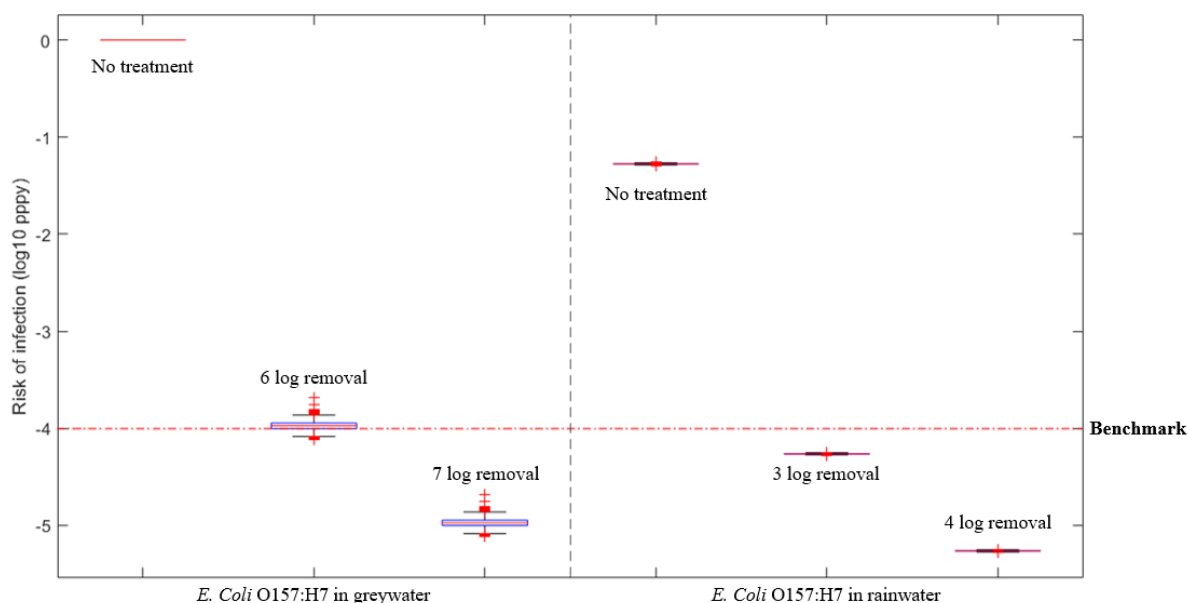
Vergeleken met een eerdere studie van Dean et al. [119] is het jaarlijkse risico op infectie door *P. aeruginosa* in deze studie hoger. Door reverse QMRA uit te voeren, bepaalden Dean et al. [119] dat een mediane concentratie van *P. aeruginosa* van  $6.04 \times 10^{10}$  CFU/100 ml resulteerde in een jaarlijks infectierisico van  $10^{-4}$  pppy. In een omgekeerde QMRA wordt de QMRA-methode in omgekeerde volgorde uitgevoerd, te beginnen met het beoogde infectierisico om het maximaal toelaatbare bereik van ziekteverwekkersconcentraties te rekenen [109]. De mediane concentratie van *P. aeruginosa* in deze studie is  $33.89 \times 10^3$  CFU/100 ml en resulteerde in een jaarlijks infectierisico van  $10^{-5}$  pppy.

In tegenstelling tot de inademingsroute, resulteerde de huidcontact blootstellingsroute in een hoog jaarlijks infectierisico door *S. aureus* van  $7.24 \times 10^{-3}$  pppy, wat de benchmark

overtreft. De adsorptiesnelheid van ziekteverwekkers aan de huid in deze studie gebruikte echter de adsorptiesnelheid van *E. coli* die werd gevonden door Pitol et al. [129] aangezien het adsorptietempo voor *S. aureus* niet beschikbaar was. *E. coli* is een Gram-negatieve bacterie, terwijl *S. aureus* een Gram-positieve bacterie is. Er is waargenomen dat er een verschil is in overdrachtsefficiëntie tussen Gram-positieve en Gram-negatieve bacteriën [129]. Daarom is toekomstig onderzoek naar de adsorptiesnelheid van *S. aureus* aan de huid nodig om een zekerder resultaat te krijgen.

#### 4.2.1 Kruisverbinding – drinkwater consumptie

De resultaten van risicokarakterisering van het drinken van regenwater en grijswater zijn weergegeven in Figuur 20. Van alle doelziekteverwekkers die zijn beschouwd in deze studie, kan alleen *E. coli* O157: H7 mensen infecteren via drinkwaterconsumptie.



Figuur 20 Jaarlijkse infectierisico van consumptie van grijswater en regenwater als drinkwater (grijswater en regenwater niet verdund met drinkwater) door kruisverbinding

Zowel onbehandeld grijswater als regenwater vormen een groot infectierisico bij kruisverbinding met drinkwater. Reeds één dag van blootstelling aan het drinken van onbehandeld grijswater en regenwater resulteert in een infectierisico van respectievelijk 0.08 per persoon per dag en  $14 \times 10^{-4}$  per persoon per dag (dagelijks infectierisico niet weergegeven in de grafiek), boven de benchmark van  $10^{-4}$  pppy. Behandeling met 6-7 log verwijdering van *E. coli* uit grijswater, resulteert in een jaarlijks infectierisico net onder of ruim onder de benchmark. Wat betreft regenwater, is 3-log verwijdering nodig om het jaarlijkse infectierisico onder de benchmark te brengen.

### 4.3 Risicobeperkende maatregelen

Afgezien van behandelingsopties om het algehele risico te verminderen (die worden gepresenteerd in het stageverslag [108]), worden in deze paragraaf de mogelijke risicobeperkende maatregelen besproken.

### 4.3.1 Grijswater hergebruik

Het opvangen van grijswater moet zo gebeuren dat er geen zwart water in het grijswater hergebruikstelsel terecht kan komen. Tijdens het onderhoud van het systeem moet een by-pass worden gebruikt om grijswater naar het zwartwater- of afvalwaterrioolstelsel te leiden. Opslag van ongezuiverd grijswater moet worden vermeden of geminimaliseerd om de groei van micro-organismen in het grijswater te voorkomen [130]. Verder moet de opslagtank voor behandeld grijswater worden afgedekt en beschermd tegen zonlicht, en ook periodiek worden gereinigd [131].

### 4.3.2 Regenwater opvang en hergebruik

Strainers kunnen in de regengoot worden geïnstalleerd om groot organisch materiaal en vuil vast te houden [132]. Daarna kan een "first flush" worden geïnstalleerd om de ziekteverwekkers te verminderen in het regenwater dat wordt opgevangen in de regenwater opvangtank. Het volume van de first flush hangt af van de regenintensiteit en de lengte van de voorafgaande droge periode. Het optimaliseren van de first flush op basis van deze twee factoren is belangrijk om vervuilende stoffen optimaal af te voeren uit de regenwateropslag. In het algemeen moet 0.1 tot 3.8 mm regen worden weggespoeld om regenwater van goede kwaliteit te krijgen [56, 58].

Dimensionering van de regenwatertank op basis van de berekening van vraag en verbruik kan worden gedaan om onder- of overdimensionering van de regenwatertank te voorkomen. In de regenwatertank kunnen zwevende stoffen en ziekteverwekkers die eventueel aan de zwevende stoffen vastzitten, bezinken en kan zich op de bodem van de regenwatertank slib vormen. De juiste plaatsing van de uitstroomleiding is nodig om verstoring van de sedimenten te voorkomen. Opnieuw suspenderen van sedimenten kan ook worden verminderd door een goede inlaat te ontwerpen die turbulentie kan voorkomen. Periodiek schoonmaken en tankreiniging moet ook worden uitgevoerd, omdat bacteriën in het slib/sediment kunnen groeien. Een andere manier om microbiële groei te minimaliseren, is de regenwateropslag af te dekken en op een locatie te plaatsen waar de temperatuur laag kan worden gehouden [132].

### 4.3.3 Kruisverbindingen

Dubbele leidingsystemen zijn geïmplementeerd op verschillende locaties, zoals Florida, Californië, Fukuoka, Tokio, Sydney, New South Wales en Queensland. Dit soort systemen moet goed worden beheerd vanwege het risico van kruisverbindingen [133]. Zowel in Nederland als in andere landen zijn er incidenten gerapporteerd met kruisverbindingen [124].

Het voorkomen van kruisverbindingen vereist een solide standaardprocedure voor de installatie van hergebruikssystemen en een grondige inspectie van de leidingen. Kleurcodering of duidelijke markering van de leidingen en sanitaire apparatuur kan een manier zijn om foutieve installatie te voorkomen. Verder dienen drinkwaterleidingen en leidingen voor grijs/regenwater op enige afstand gehouden te worden. Bij horizontale plaatsing dienen de drinkwaterleidingen altijd boven de leidingen voor grijs/regenwater te worden geplaatst [131]. Andere beheersmaatregelen die kunnen worden geïmplementeerd, zijn onder meer: 1) installatie en wijziging van het systeem beperken tot alleen bevoegde personen; 2) het toepassen van een drukverschil tussen drinkwaterleidingen en grijswater/regenwater leidingen om ervoor te zorgen dat als er een kruisverbinding optreedt, water van het drinkwater naar het regenwater/grijswater

stroomt en niet andersom; 3) het uitvoeren van educatie campagnes om de noodzaak van het voorkomen van kruisverbindingen te benadrukken [134].

Vroegtijdige detectie van kruisverbindingen is belangrijk om het risico te beheersen. Tijdens de inbedrijfstelling van het systeem kunnen tracertests en kleurstoftests worden gebruikt om kruisverbindingen te detecteren. Als er gekleurd water uit het drinkwatersysteem komt, is er een kruisverbinding [131]. Onlangs is realtime detectie van kruisverbindingen tussen grijs- en/of regenwatersystemen en drinkwatersystemen met behulp van machine learning-methoden ontwikkeld [135].

#### 4.3.4 Toiletspoeling

Beperken van contact met aërosolen tijdens het spoelen kan worden gerealiseerd door het sluiten van het deksel van het toilet [136]. Een andere maatregel die kan worden genomen, is het installeren van waterbesparende toiletten. Waterbesparende toiletten verminderen de vorming van aërosolen en daarmee de overdracht van ziekteverwekkers. Afgezien van het verschil tussen conventionele en moderne ook invloed op de vorming van aërosolen heeft, want er werd vastgesteld dat moderne toiletten minder aërosolen produceren in vergelijking met conventionele toiletten [123].

#### 4.4 Conclusies

Op basis van de risico-evaluatie van NUWTS scenario's zijn de volgende conclusies te trekken:

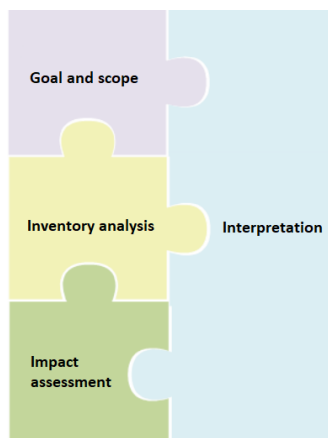
- Inademing van aërosolen door toiletspoeling met regenwater is de belangrijkste blootstellingsroute, met *L. pneumophila* als de belangrijkste ziekteverwekker met een infectierisico boven de benchmark van  $10^{-4}$  pppy. Het regenwater kan worden gebruikt voor toiletspoeling nadat er voldoende behandeling is door middel van 5-log verwijdering van *L. pneumophila*.
- Het risico van infectie door *P. aeruginosa* in onbehandeld grijs water voor toiletspoeling is lager dan de benchmark van  $10^{-4}$  pppy. Behandeling van grijs water wordt echter aanbevolen vanwege het vermogen van *P. aeruginosa* om na te groeien in hergebruiksystemen, zelfs na desinfectie.
- Kruisverbindingen tussen drinkwater en grijswater/regenwatersystemen vormen een hoog dagelijks risico op infectie door *E. coli* O157: H7 door het drinken en een hoog jaarlijks risico op infectie door *S. aureus* en *L. pneumophila* door het douchen.
- Om de microbiële risico's te verkleinen, kunnen verschillende maatregelen worden genomen. De eenvoudigste maatregel is het sluiten van het toiletdeksel tijdens het doorspoelen. De opvang en opslag van grijs- en regenwater moet goed worden beheerd om overmatige groei van ziekteverwekkers in het opslagsysteem te voorkomen. De kruisverbindingen kunnen worden vermeden door op risicobeheersing gerichte loodgietersinstallaties en testprocedures.

## 5 Life cycle assessment (LCA)

In dit hoofdstuk worden de resultaten van een levenscyclus analyse (LCA) van alle NUWTS scenario's samengevat en besproken. Meer details over de LCA-analyse zijn te vinden in een MSc-scriptie [137].

### 5.1 LCA methode

LCA is een beproefde methode die zich richt op de ecologische aspecten van duurzaamheid. Het doel van een life cycle analysis is om de complexe interacties tussen een product of proces en het milieu te bepalen, waardoor rekening wordt gehouden met alle implicaties veroorzaakt door de productie, het gebruik en de afvoer/verwijdering van resources, evenals de vermeden impact van gecompenseerde resources. LCA biedt inzicht in (technische) factoren die verder onderzoek vereisen en toont operationele condities met het grootste potentieel voor impactvermindering, zodat alleen de meest veelbelovende technologieën kunnen worden nagestreefd [138]. De LCA volgt een transparante procedure en gestandaardiseerde methodologie met principes en raamwerken die worden geboden door de Internationale Organisatie voor Standaardisatie in de ISO-14040-1997-norm [139]. LCA wordt uitgevoerd door middel van een systematische procedure in vier stappen, zoals weergegeven in Figuur 21.



1. Doel en scope: Doelstelling van de analyse, systeemgrenzen, omgevingsfactoren en functionele eenheid van de analyse.
2. Inventarisatie analyse: Verzameling en analyse van de voor- en achtergrond inventarisatiegegevens, alle milieu-inputs en outputs.
3. Effectbeoordeling: Toepassing van de effectbeoordelingsmethode met classificatie van de milieueffecten en evaluatie van hun betekenis.
4. Interpretatie: Conclusies trekken die goed onderbouwd zijn en voldoende worden ondersteund door de gegevens en de gevolgde procedures, identificatie van mogelijke significante problemen (en gevoeligheid en of onzekerheid analyse).

Figuur 21 De LCA-fasen (overgenomen van Barrios et al. [139])

#### 5.1.1 Doel en scope

Het doel van de studie was het energieverbruik, de broeikasgas emissie, het waterverbruik en het potentieel voor eutrofiëring van zoet water gedurende de levenscyclus van NUWTS scenario's te bepalen. De scope van deze studie omvatte de energie- en materiaalinput en de bijbehorende milieu-uitstoot tijdens de aanleg en exploitatie van de water- en sanitaire voorzieningen, beginnend bij waterwinning en eindigend met afvalwaterbehandeling. De milieu emissie omvatte de emissie van broeikasgassen (GHG) en de emissie van

nutriënten. De implicaties van de end-of-life behandeling van systeemcomponenten vielen buiten de systemgrens, terwijl de aanleg van de aanvullende infrastructuur die nodig is voor de in-house interventies (grijswater en/of regenwaterapparatuur, voedselrestenvermalers, extra pijpleidingen) wel expliciet werden meegenomen in de scope van de LCA.

### 5.1.2 LCA onderzochte scenario's

Milieueffecten zijn de verstoringen van natuurlijke cycli, veroorzaakt door technische ingrepen van menselijke activiteiten. De kwantificering van de milieueffecten betreft alle milieu-ingrepen die verband houden met de levenscyclus van het onderzochte systeem. Al deze interventies moeten echter verwijzen naar dezelfde functionele eenheid (FU) om de resultaten te normaliseren qua eenheid geleverde dienst. In het huidige onderzoek bevatten de alternatieve scenario's verschillende sanitaire activiteiten met verschillende functies. De complexiteit van de functies leidde tot de selectie van een servicegerichte FU die alle water- en sanitaire voorzieningen van een huishouden omvatten. Deze aanpak is gevolgd om een eerlijke vergelijking mogelijk te maken tussen de alternatieve watersystemen en de baseline. Het gebruik van de term "sanitaire voorzieningen" omvat alle diensten voor de verwijdering van afvalwater en afval die de volksgezondheid beschermen. De functionele eenheid (FU) is gedefinieerd als de behoefte aan water- en sanitaire voorzieningen van één huishouden gedurende één jaar.

De milieuprestaties van het watersysteem zijn onderzocht voor vier hoofdscenario's van NUWTS, onderverdeeld in twee hoofdcategorieën (acht scenario's in totaal), met als referentie het baseline scenario (vergelijkende LCA). De scenario's van de eerste categorie omvatten 1) de grijswaterbehandeling en hergebruik om het toilet en de wasmachines te voorzien (GWR 1), 2) het opvangen van regenwater (RWH 1) om het toilet en de wasmachines te voorzien, iii) het gebruik van ultra-water besparende apparaten (ECO 1), iv) de valorisatie van keukenafval (KWG 1) waarbij keukenafval via het gebruik van voedselrestenvermalers in het riool terecht komt. Voor de tweede categorie is uitgegaan van de toepassing van dezelfde ingrepen op woningniveau, maar ook van aanvullende ingrepen op niveau voor alle opties (GWR 2, RWH 2, ECO 2 en KWG 2). De bijkomende interventies omvatten de toepassing van thermische slib hydrolyse van afvalwaterzuiveringsslib en luchtstripping van afvalwater van de vergister op de RWZI om stikstof terug te winnen, evenals technologie voor het terugwinnen van fosfor uit zuiveringsslib as, toegepast in een centrale slibverbrandingsinstallatie.

Bovendien werd aangenomen dat er verschillende methoden voor het beheer van slib zijn tussen de twee categorieën van scenario's en de baseline. De baseline is gemodelleerd voor de meeverbranding van slib met de rest van het gemeentelijk afval (RWZI grenzend aan afvalverbrandingsinstallatie; afstand 0 km), zoals het geval is in de bestaande situatie. In de eerste categorie van scenario's wordt slib zoals gepland na 2023 naar een drooginstallatie gestuurd (RWZI in Amsterdam naar vuilverbrandingsinstallatie in Alkmaar; 40 km afstand).

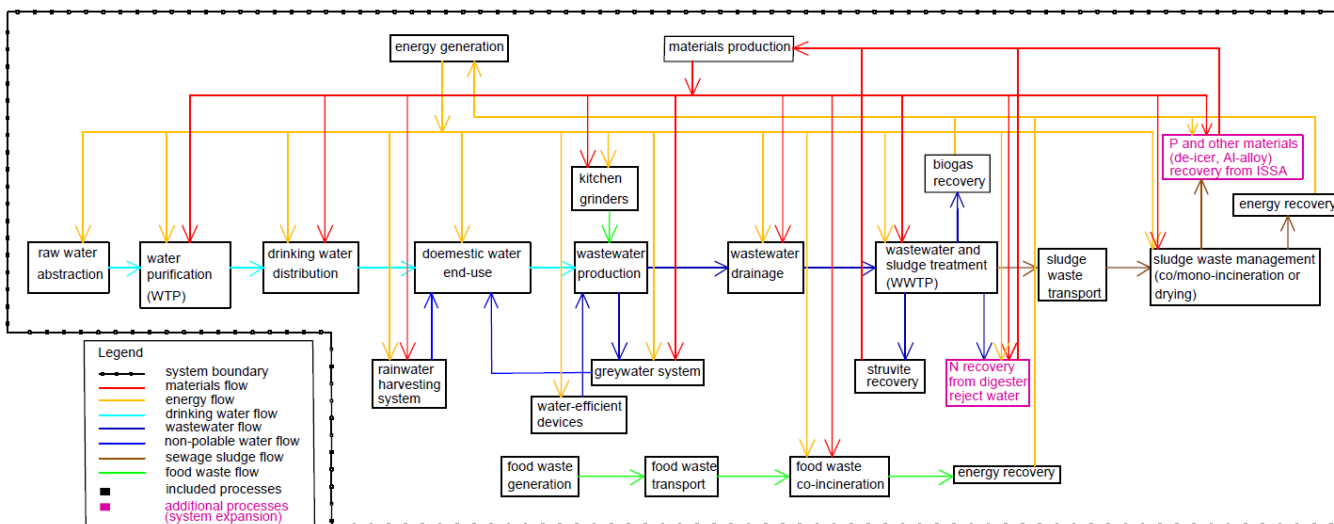
In de tweede categorie van scenario's wordt slib naar een mono-verbrandingsinstallatie gestuurd om fosfor terug te winnen uit zuiveringsslib as (RWZI in Amsterdam naar mono-verbrandingsinstallatie in Dordrecht; 100 km afstand). De eerste categorie van scenario's is gekozen vanwege hun eenvoudige implementatie en beschikbaarheid van gegevens, terwijl de tweede categorie van scenario's is gekozen om een meer geïntegreerde benadering te onderzoeken die gericht is op het maximaliseren van resource recovery. De

selectie van de technologieën voor de recovery van stikstof en fosfor is gebaseerd op de onderzoeken van Van der Hoek et al. [140] en van der Hoek et al. [4] die milieuvriendelijke oplossingen voorstelden voor het terugwinnen van nutriënten uit het afvalwater van de onderzochte RWZI.

### 5.1.3 Systeemgrenzen en functionele eenheid

De scope van een LCA-studie wordt mede bepaald door de systeemgrenzen. Grensdefinitie is een cruciale eerste stap in de analyse en is onlosmakelijk verbonden met het doel van de studie. De systeemgrens in het project omvat alle activiteiten die essentieel zijn doordat ze direct en indirect betrokken zijn bij de huidige zuiveringsprocessen, als ook die welke een aanvulling zijn op het huidige watersysteem (baseline). De systeemgrens is breed genoeg om alle sanitaire activiteiten te omvatten die betrokken zijn bij het watersysteem in het baseline scenario en de onderzoeksscenario's, inclusief de (drink)watervoorziening, inzameling en transport van afvalwater en beheer van slib (met of zonder keukenafval vanuit voedselrestenvermalers ).

Volgens de gangbare LCA praktijk die water- en afvalsystemen betreft, worden de gegenereerde (teruggewonnen) secundaire producten en diensten, naast het watergebruik en afvalbeheer, "gecrediteerd" door te veronderstellen dat de overeenkomstige marktproducten of -diensten worden vervangen. Op basis hiervan wordt de teruggewonnen energie uit biogas, rioolslib en voedselafvalbeheer verrekend als vervanging van de energie van het landelijke net. De teruggewonnen fosfor en stikstof worden verrekend als vervanging van de respectievelijke hoeveelheid fosfor en stikstof op de nutriënten wereldmarkt. De extra teruggewonnen materialen (aluminiumchloride, calciumchloride) van de fosforterugwinningstechnologie uit de as van zuiverings-slib (EcoPhos-technologie) worden ook in aanmerking genomen, uitgaande van de vervanging van respectievelijk aluminiumlegering en dooimiddel op de huidige wereldmarkt. Figuur 22 toont de systeemgrenzen.



Figuur 22 LCA grenzen stedelijk watersysteem en systeemuitbreiding

### 5.1.4 Inventarisatie

Er zijn drie types input-gegevens gebruikt: 1) locatie specifieke gegevens verzameld uit rapporten, onderzoeken en persoonlijke communicatie met experts van o.a. Waternet, 2)

globale gegevens uit de literatuur, 3) gegevens uit de LCA-databases van de gebruikte software SimaPro 9.1.

### 5.1.5 Impact assessment – effect beoordeling

Er is een groot aantal LCA-specifieke softwareprogramma's ontwikkeld, die uitgebreide datasets in één software programma integreren, maar alle hebben een verschillende focus en stellen verschillende eisen in gebruik. SimaPro is één van de meest gebruikte LCA-software programma's. Het Nederlandse bedrijf PRé Consultants BV heeft SimaPro ontwikkeld om complexe producten te analyseren gedurende hun verschillende levensfasen (d.w.z. van wieg tot graf) [139]. SimaPro is al bijna 30 jaar 's werelds toonaangevende duurzaamheidssoftware met up-to-date databases, gebaseerd op wetenschappelijke methoden en inzichten. In dit onderzoek is de educatieve versie SimaPro 9.1 gebruikt. De software maakt het gebruik van verschillende methoden van "waardering" mogelijk. De in dit project zogenoemde ReCiPe 2016-methode is voornamelijk gebruikt voor de impact assessment bepaling.

### 5.1.6 Interpretatie

De resultaten van de inventarisatieanalyse en effectbeoordeling worden samengevat in de interpretatiefase [141]. De interpretatiefase begint met identificatie van de significante milieuproblemen op basis van de resultaten, en vervolgt met kwalitatieve controle van invoergegevens en kwantitatieve analyse van eventuele implicaties van variatie in invoergegevens (de gevoeligheidsanalyse). De interpretatiefase sluit af met conclusies, aanbevelingen en beperkingen van de gebruikte methodiek [139]. Gevoeligheidsanalyse, aanbevelingen en beperkingen zijn besproken in de MSc-scriptie van Apostolidou [137].

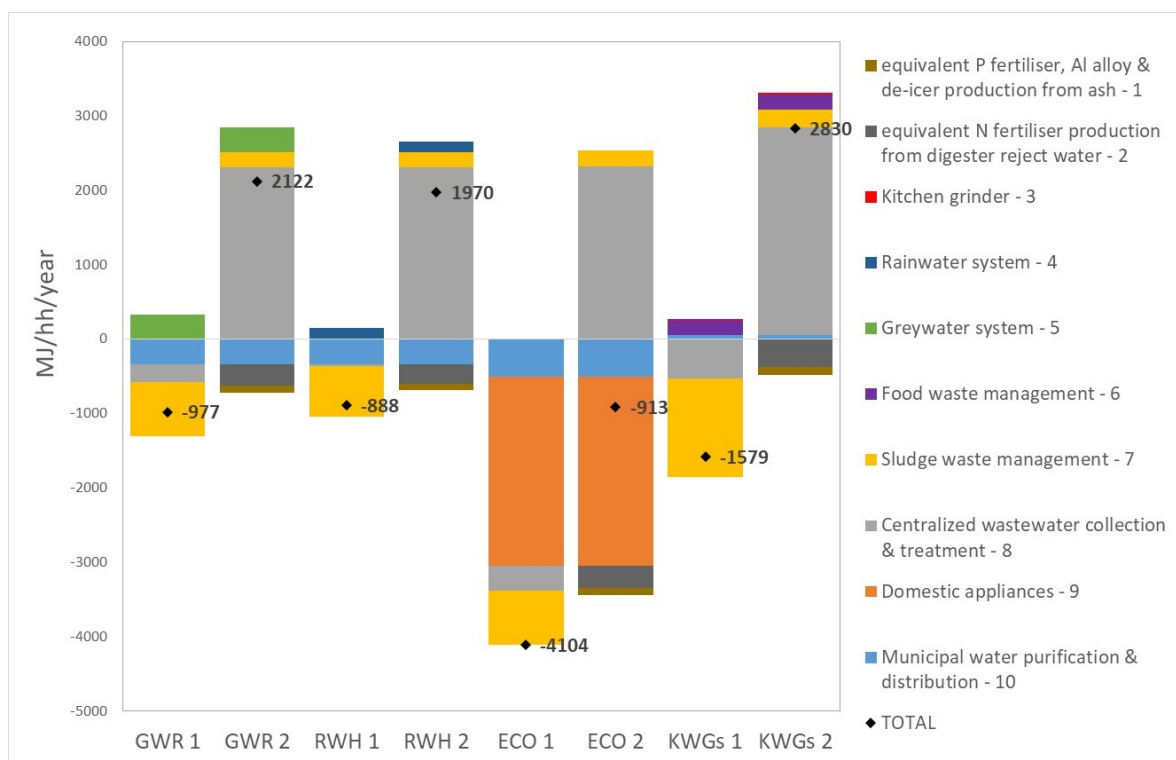
## 5.2 LCA-resultaten en discussie

In dit hoofdstuk worden de resultaten grafisch weergegeven, waarbij de milieueffecten van de alternatieve scenario's in vergelijking met de baseline worden geïllustreerd. De impactcategorieën omvatten het energieverbruik gedurende de levenscyclus, het broeikasgas potentieel gedurende de levenscyclus, het waterverbruik gedurende de levenscyclus en het potentieel voor eutrofiëring van zoet water gedurende de levenscyclus. Een negatieve waarde betekent dat het scenario een lagere milieu-impact heeft dan de baseline, terwijl een positieve waarde een hogere milieu-impact betekent.

### 5.2.1 Levenscyclus energieverbruik

Figuur 23 toont de resultaten van het energieverbruik in tien verschillende aspecten voor NUWTS scenario's gedurende de levenscyclus.





Figuur 23 Breakdown van het energieverbruik in tien verschillende aspecten gedurende de levenscyclus van de alternatieve scenario's ten opzichte van de baseline

De twee waterbesparingsscenario's, grijswaterhergebruik (GWR) en regenwateropvang (RWH), dienen hetzelfde doel: grijs- / regenwater leveren aan toiletten en wasmachines, en zo compenseren ze energie voor drinkwaterbehandeling en -distributie. Uit Figuur 23 blijkt dat het GWR-scenario meer energie verbruikt dan het RWH-scenario omdat het grijswatersysteem, afgezien van de energiebehoefte voor de distributie van het gerecyclede grijswater, behoorlijk veel energie verbruikt voor zuivering (MBR-systeem). In het RWH-scenario wordt regenwater niet behandeld en is voor de werking van de eerste flush divertor geen energie nodig, wat resulteert in een laag energieverbruik, alleen voor de distributie van regenwater naar de ontvangende apparaten. Het GWR1-scenario laat opmerkelijke energiebesparingen zien tijdens de afvalwaterzuivering, voornamelijk als gevolg van het verminderde volume afvalwater dat wordt gezuiverd in combinatie met een hogere biogasopbrengst (energiecompensatie) door de verhoogde CZV-instroom. Daarentegen vertoont het RWH 1 scenario een kleine energiebesparing die voornamelijk wordt toegeschreven aan de licht verhoogde toevoer van CZV, en daardoor een (beperkte) hogere biogasopbrengst in vergelijking met de basislijn. Het ECO 1 scenario vertoont het grootste energieverschil vergeleken met de basislijn door de lagere energiebehoefte voor verwarming van water in douches, vaatwassers en wasmachines. De waterbesparende apparaten compenseren 54% van het energieverbruik tijdens de levenscyclus dat wordt toegeschreven aan de (waterarme) werking van deze drie apparaten (douche 37%, wasmachine 9%, vaatwasser 8%).

De resultaten van het KWGs-scenario tonen een kleine toename in energieverbruik voor drinkwaterzuivering en -distributie vanwege het extra watergebruik om de keukenafval door te spoelen. De resultaten tonen ook een zeer beperkt energieoverschot voor de

werking van de voedselrestenvermalers (aspect 3 - dunne rode lijnen in Figuur 23 onder KWGs scenario's).

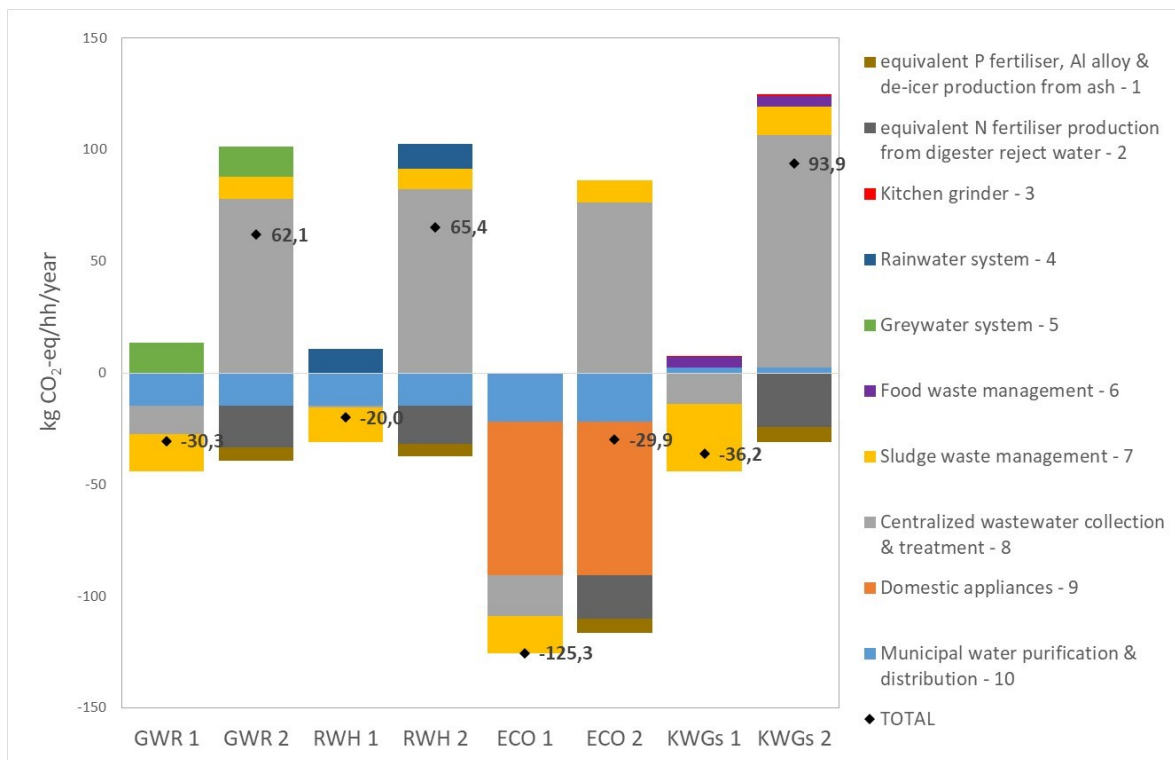
Wat het beheer van voedselverspilling betreft, zorgt de verminderde hoeveelheid keukenafval voor verbranding (5% van het totale geproduceerde keukenafval) voor een grotere milieubelasting ten opzichte van de basislijn als gevolg van het verlies aan energierugwinning. Aan de andere kant compenseren de toegenomen biogasproductie en de struviet recovery, die gebruik van brandstof en nutriënten van de conventionele markt compenseren, de extra energievraag voor waterafvoer en -behandeling in de RWZI, wat leidt tot een aanzienlijk algemeen voordeel in de RWZI.

Het droogproces van slib is, ondanks de hogere slibtransportkosten in vergelijking met de basislijn, in alle gevallen superieur aan het meeverbrandingsproces (GWR 1, RWH 1, ECO 1, KWGs 1 t.o.v. GWR 2, RWH 2, ECO 2 en KWGs 2) en wordt gedifferentieerd over de scenario's op basis van het volume van de geproduceerd slib. De superioriteit van deze slibbeheersmethode wordt voornamelijk toegeschreven aan de relatief hoge hoeveelheid netto teruggewonnen energie (kleine energie-input, lage afvalproductie voor behandeling). De fluctuaties van de energiewinst tussen de scenario's van deze eerste categorie zijn gebaseerd op de hoeveelheid geproduceerd slib. Zo resulteert KWG 1 met de hoogste productie van slib in het hoogste potentieel voor energierugwinning in de vorm van biobrandstoffen. De technologie voor mono-verbranding van slib en fosforrecuperatie daarentegen resulteert in een hoog energieverbruik van alle scenario's (GWR 2, RWH 2, ECO 2, KWG 2) ten opzichte van de baseline. Meer dan 50% van de energielast wordt toegeschreven aan hoge transportkosten van slib (100 km afstand) en de vraag naar transportbrandstoffen (voornamelijk aardolie), terwijl een aanzienlijk deel ook wordt toegeschreven aan de hoge energiebehoefte van fosforterugwinning (energie voor de exploitatie van de technologie en productie van de gebruikte chemicaliën). De energievoordelen die voortvloeien uit de recovery van fosfor zijn niet voldoende om de energielasten van deze slibbeheeroptie te compenseren.

De resultaten met betrekking tot de scenario's GWR 2, RWH 2, ECO 2 en KWG 2 laten zien dat thermische hydrolyse van slib en luchtstrippen voor stikstofterugwinning de meest energie-intensieve processen zijn, die leiden tot een enorme energiebelasting. Er is direct veel energie nodig voor de uitvoering van deze processen (60%) en indirect voor de productie van natriumhydroxide (17%) en zwavelzuur (31%) die worden gebruikt in het luchtstripproces.

### 5.2.2 Levenscyclus broeikasgas emissie

Figuur 24 toont de resultaten met betrekking tot de impact broeikasgas emissie in tien verschillende aspecten voor NUWTS scenario's.



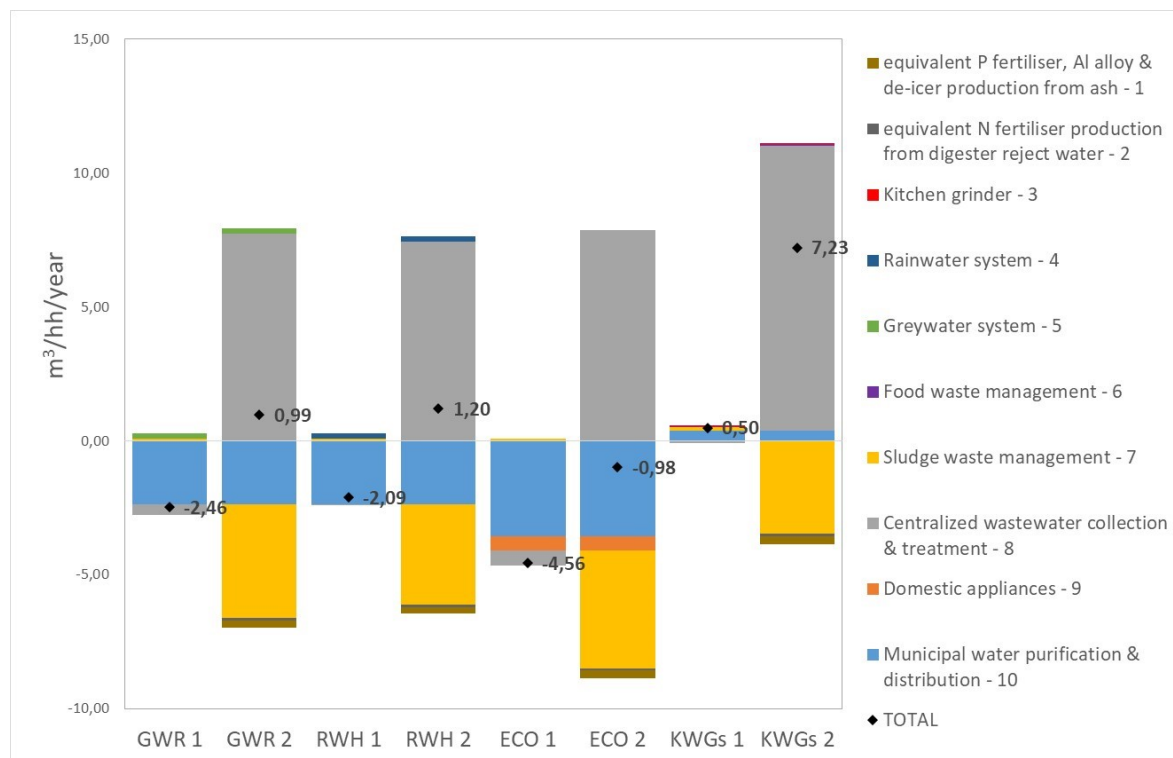
Figuur 24 Breakdown van de broeikasgas emissie in tien verschillende aspecten gedurende de levenscyclus van de alternatieve scenario's ten opzichte van de baseline

Vanwege de sterke verwevenheid tussen productie en gebruik van energie en broeikasgasemissies volgen de resultaten van het energieverbruik en de broeikasgas emissie gedurende de levenscyclus vergelijkbare trends. Hoewel het gebruik van voornamelijk hernieuwbare energiebronnen in alle scenario's (implementatie van de scenario's na 2040-2050, wanneer meer groene energie zal worden gebruikt) de omvang van de broeikasgas emissie van de totale levenscyclus zal verminderen, zijn de verschillen van deze milieu impact tussen de scenario's gebaseerd op de toepassing van fossiele brandstoffen voor elektriciteit, warmte en transport. Het meest opvallende verschil tussen het energieverbruik en de broeikasgas emissie gedurende de levenscyclus is te zien in de scenario's GWR en RWH, waar het grijswatersysteem, ondanks de dubbele energielast ten opzichte van het regenwatersysteem (aspecten 4 donkerblauw en 5 groen lijnen in Figuur 23), meer broeikasgas emissies veroorzaakt (met 22% ) dan het geval van opvang van regenwater (aspecten 4 donkerblauw en 5 groen lijnen Figuur 24).

Dit wordt toegeschreven aan twee factoren. Ten eerste is de werking van waterrecyclingsystemen voornamelijk gebaseerd op hernieuwbare energie, zodat de milieubelasting van het GWR scenario vergeleken met het RWH scenario vanuit het perspectief van de CO<sub>2</sub> emissie klein is. Ten tweede wordt het grootste deel van de uitstoot van broeikasgassen toegeschreven aan de activiteiten voor de productie van bouwmaterialen voor de recyclingseenheden (MBR-systeem, opvangtank voor regenwater) en de inzameling/distributieleidingen, activiteiten die voornamelijk afhankelijk zijn van niet-hernieuwbare energiebronnen.

### 5.2.3 Levenscyclus waterverbruik

De resultaten van het waterverbruik in tien verschillende aspecten voor NUWTS scenario's gedurende de levenscyclus worden weergegeven in Figuur 25.



Figuur 25 Breakdown van het waterverbruik in tien verschillende aspecten gedurende de levenscyclus van de alternatieve scenario's ten opzichte van de baseline

Zoals te zien is, bieden de scenario's GWR en RWH hoge waterbesparingen. De waterintensieve activiteiten, en vooral de behandeling van FeCl<sub>3</sub>-rijk slib geproduceerd in de coagulatiefase (57% aandeel), het energieverbruik van de afvalwaterzuivering (16,5% aandeel) en het gebruik van zuurstof tijdens het zandfiltratie proces (aandeel 11,5%) worden aanzienlijk beperkt door de verminderde vraag naar waterzuivering in deze scenario's. Gebruik van zuurstof tijdens het zandfiltratie proces is nodig om ervoor te zorgen dat anaërobe omstandigheden binnen het zandfilter worden vermeden, zodat organische stof kan worden afgebroken [142, 143].

Om dezelfde reden laat ECO een nog hoger voordeel zien door de extreem lage vraag naar drinkwater, terwijl de KWG een kleine milieubelasting laat zien door de extra watervraag voor het wegspoelen van het voedselafval via het riool. De resultaten tonen ook aan dat in de grijswater- en regenwatersystemen vergelijkbare hoeveelheden water nodig zijn. De milieuvordelen van de twee waterbesparingsscenario's GWR 1 en ECO 1, in de afvalwaterzuiveringssector, worden voornamelijk toegeschreven aan de hoge energierugwinning uit biogas dat wordt geproduceerd door afvalwaterzuivering (anaërobe vergisting van zuiveringsslib), wat een deel van het gebruik van elektriciteit uit het nationale net compenseert.

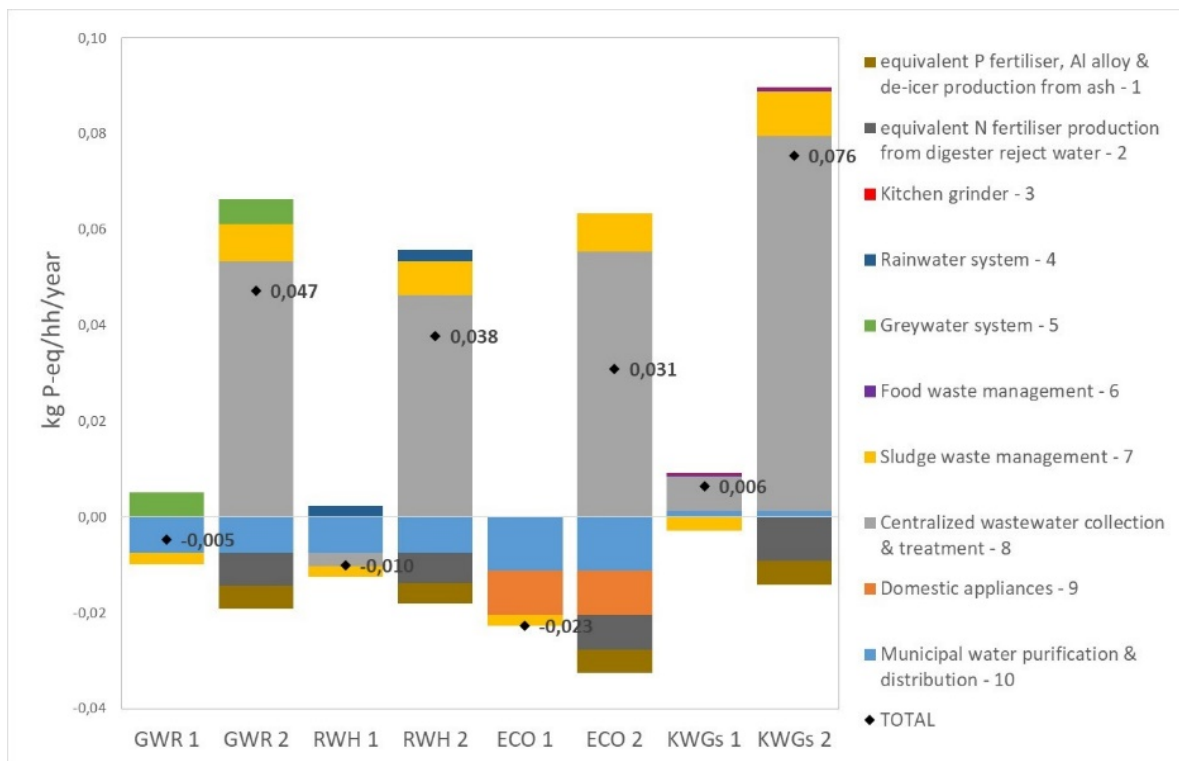
Aangezien het energieverbruik een indirecte bijdrage levert aan het waterverbruik, resulteert in het ECO-scenario de verminderde energiebehoefte voor waterverwarming

voor douches, vaatwassers en wasmachines in een vermindering van het waterverbruik gedurende de levenscyclus. De belangrijkste factoren die leiden tot de indirecte waterbesparing zijn, in afnemende volgorde, het energieverbruik van de afvalwaterzuivering, en de elektriciteitsproductie uit aardgas. Uit Figuur 25 is te zien dat het droogproces van slib voor de productie van biobrandstoffen in alle gevallen (GWR1, RWH1, ECO1, KWG1) vanuit waterperspectief een verwaarloosbare belasting toevoegt ten opzichte van de baseline.

De GWR2-, RWH2-, ECO2- en KWG2-resultaten laten zien dat de toepassing van thermische hydrolyse en luchtstripping voor stikstofterugwinning uit afvalwater extreem waterintensieve processen zijn (consequent hogere scores tov de scenario's GWR1, RWH1, ECO1 en FW1), met als meest dominante parameter de productie van zwavelzuur (ongeveer 53% van de totale belasting van beide processen) wat wordt gebruikt in het luchtstripproces. Hoe groter de stikstofmassa in het afvalwater, hoe hoger het gebruik van chemicaliën (zwavelzuur, natriumhydroxide) en energie voor het terugwinnen van ammoniumsulfaat, waarbij tijdens de productiefase grote hoeveelheden water nodig zijn.

#### 5.2.4 Levenscyclus eutrofiëringspotentieel

Figuur 26 toont de resultaten van het potentieel voor eutrofiëring in tien verschillende aspecten voor NUWTS scenario's gedurende de levenscyclus.



Figuur 26 Breakdown van het eutrofiëring potentieel in tien verschillende aspecten gedurende de levenscyclus van de alternatieve scenario's ten opzichte van de baseline

Het grijswatersysteem heeft een hoger potentieel voor zoetwater-eutrofiëring in vergelijking met het regenwatersysteem, aangezien de MBR-unit voornamelijk uit staal bestaat. Staal is een ijzerlegering waarvan tijdens de productie fosfor en zwavel uit het ijzererts moet worden verwijderd [144]. De uitloging van deze stoffen leidt tot een

toename van eutrofiëring. Bovendien, aangezien ijzer alleen voorkomt als ijzeroxiden in de aardkorst, moeten de ertsen worden omgezet met koolstof waarvan de primaire bron cokeskool is, volgens de World Coal Association. De steenkool afkomstig van de mijnbouwactiviteiten is één van de belangrijkste aspecten die het potentieel voor eutrofiëring van zoet water het meest beïnvloeden.

Waterzuiveringsprocessen vragen een aanzienlijke hoeveelheid chemicaliën. Dit is de reden waarom de drie waterbesparingsstrategieën een beperkte afgifte van nutriënten opleveren, terwijl KWG, dat op woningniveau iets meer drinkwater verbruikt, een minimale toename laat zien. Opgemerkt kan worden dat er in het RWH1 scenario milieuwinst is vanuit het perspectief van eutrofiëring in het afvalwaterzuiveringsproces, wat wordt toegeschreven aan twee oorzaken. De eerste reden is dat de verminderde instroom van TPH en TKN in de RWZI leidt tot minder directe emissie van nutriënten naar het oppervlaktewater via effluent. De tweede reden is dat de licht verhoogde CZV-instroom resulteert in een toename van de biogasopbrengst die de energie uit het net compenseert, waardoor de kans op uitspoeling van nutriënten als gevolg van de mijnbouwactiviteiten afneemt. In het GWR en ECO scenario compenseert de verhoogde biogasopbrengst (vervanger van elektriciteit van het net) de verhoogde directe afgifte van nutriënten aan het waterlichaam via het effluent, wat resulteert in een nulimpact. Aan de andere kant is in het KWG scenario de grote biogasopwekking niet voldoende om de forse emissie van nutriënten naar het ontvangende waterlichaam te compenseren.

De hoge energiebesparingen van het droogproces van slib zijn voornamelijk besparingen in hernieuwbare energie in alle scenario's. Bijgevolg maakt het beperkte gebruik van fossiele brandstoffen, en dus negatieve impact van de mijnbouwactiviteiten, de milieuvoordelen van het potentieel voor eutrofiëring van zoet water niet groot.

Anderzijds blijkt uit de monoverbranding van slib en het proces van fosforterugwinning uit as in alle scenario's een aanzienlijke milieubelasting. Het afvalwater dat wordt geproduceerd als bijproduct in de EcoPhos-technologie, is de belangrijkste parameter die het potentieel voor eutrofiëring van zoet water verhoogt en meer dan 65% bijdraagt aan de totale last van het aspect sludge waste management.

De processen van thermische hydrolyse en luchtstrippen voor verrijking en terugwinning van stikstof uit het afvalwater na ontwatering van slib, leiden tot, behalve een aanzienlijk energiegebruik en uitstoot van broeikasgassen, ook tot dominante nutriëntenafgifte. Het gebruik van grote hoeveelheden energie in de RWZI verhoogt het potentieel voor eutrofiëring van zoet water gedurende de levenscyclus.

Tegelijkertijd leidt de productie van grote hoeveelheden natriumhydroxide (meer dan 30% bijdrage) en zwavelzuur (meer dan 20% bijdrage) die worden gebruikt in het luchtstripproces tot grote uitspoeling van nutriënten in de ontvangende wateren. Deze energie- en chemische input van deze twee processen, die evenredig zijn met de teruggewonnen hoeveelheid ammoniumsulfaat (d.w.z. grotere impact in de KWG 2), verhogen het eutrofiëring potentieel enorm.

Zoals blijkt uit Figuur 26 is het compenseren van equivalente hoeveelheden ammoniumsulfaatmeststof uit de markt niet voldoende om de extreem negatieve resultaten van deze specifieke terugwinningsmethoden te voorkomen.

### 5.2.5 Algemene discussie

De LCA analyse van de scenario's op Prinseneiland toonde aan dat circulaire strategieën het stedelijk watersysteem niet per se verduurzamen, wat in lijn is met de bevindingen van Haupt et al. [145]. De analyse toonde de technische aspecten en operationele condities die het grootste potentieel hebben om de milieueffecten te verminderen en een resource efficiënt stedelijk watersysteem te bevorderen. De resultaten lieten ook technologieën zien die, hoewel ze resources terugwinnen, grote hoeveelheden resources verbruiken (voornamelijk water en energie) en de emissies van broeikasgassen en nutriënten naar het milieu verhogen. De resultaten toonden aan dat waterverwarming voor douches, wasmachines en vaatwassers verreweg de grootste energieverbruikers zijn in het stedelijk watersysteem, gevolgd door de energiebehoefte voor drinkwatervoorziening (zuivering en distributie) en afvalwaterbeheer (inzameling en behandeling), zoals ook benadrukt door Gerbens-Leenes [146]. Drinkwatervoorziening en afvalwaterbeheer hebben een aandeel van 90% in het totale energieverbruik en 73% in de totale broeikasgasemissies van het gehele watersysteem. De analyse toonde aan dat het gebruik van waterefficiënte douchekoppen, vaatwassers en wasmachines op woningniveau alle onderzochte milieu-impacts met de helft (55%) kan verminderen (energieverbruik, waterverbruik, broeikasgas emissie, potentieel voor eutrofiëring van zoet water).

Onder de waterbesparingsscenario's resulteerde de installatie van waterbesparende apparaten (ECO: low-flush toiletten, efficiënte douchekoppen, waterloze wasmachines, waterloze vaatwassers) in het beste milieuprofiel met betrekking tot energiegebruik en de emissie van broeikasgassen, gevolgd door grijswater hergebruik (GWR) en opslag van regenwater (RWH), wat in lijn is met bevindingen uit eerder onderzoek [57]. Deze interventies, afgezien van de milieuvoordelen als gevolg van de verminderde vraag naar waterverwarming in huishoudens, verminderden de uitstoot van broeikasgassen en de emissie van nutriënten via het waterzuiveringsproces met 55%. Bovendien stegen in de RWZI de biogasopbrengst en de terugwinning van struviet en daalde de uitstoot van broeikasgassen met 18 kg CO<sub>2</sub>-eq/huishouden/jaar, zonder enig effect op het eutrofiëringspotentieel van zoet water.

Op het niveau van centraal slibbeheer is slibdroging voor biobrandstofproductie de meest aantrekkelijke optie. Deze methode zorgde voor een tienvoudige energiebesparing en tienvoudige reductie van de emissie van broeikasgassen vergeleken met het conventionele slibverbrandingsproces voor warmte- en elektriciteitsopwekking.

Het reduceerde ook het potentieel van de eutrofiëring van zoet water, terwijl het waterverbruik licht verhoogde. Het slibverbrandingsproces voor fosforrecuperatie uit slib is op basis van de resultaten een discutabele optie. Deze methode zorgde voor meer dan 60% milieubelasting in vergelijking met de uitgangssituatie van slibverbrandingsproces met betrekking tot het energieverbruik, de broeikasgas emissie en het potentieel voor eutrofiëring van zoet water. De helft van deze belasting werd toegeschreven aan de hoge transportkosten van slib. De implementatie van thermische hydrolyse van slib en luchtstrippen als methoden voor stikstof recovery uit het afvalwater bleek, op basis van de milieu analyse, een zwakke optie voor resource recovery. Deze technologieën belasten de scenario's met hoge uitstoot van broeikasgassen en eutrofiëring potentieel, wat aantoont dat de teruggewonnen stikstof en de verhoogde biogasopbrengst van thermische hydrolyse onvoldoende zijn om de negatieve effecten te compenseren.

### 5.3 Conclusies

De resultaten toonden aan dat circulaire oplossingen niet per se duurzame oplossingen zijn en dat een levenscyclusanalyse essentieel is om de juiste interventie maatregelen te implementeren. Op basis van de casus-specifieke resultaten van de analyse kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- De toepassing van ultra-waterbesparende apparaten is de meest effectieve interventie voor de overgang naar resource efficiënte stedelijke watersystemen. Deze ingreep in combinatie met struviet recovery, biogas recovery en de droging van slib voor energierecuperatie bij gecentraliseerde afvalwaterzuivering bevordert een compleet en robuust stedelijk watersysteem dat het gebruik van water, energie en nutriënten maximaliseert met zo min mogelijk milieu emissies. De toepassing van deze strategie kan het energieverbruik gedurende de levenscyclus met 79% verminderen, de emissie van broeikasgassen met 72%, het potentieel voor eutrofiëring van zoet water met 22% en het waterverbruik met 56%.
- Valorisatie van keukenafval via afvalwaterstromen verhoogt het potentieel voor eutrofiëring gedurende de levenscyclus door de verhoogde emissie van nutriënten (TKN, TPH, COD) via het effluent. Aan de andere kant biedt het grote kansen voor nutriënten- en energierecuperatie op een gecentraliseerd niveau van afvalwater- en slibbehandeling.
- Hergebruik van grijswater presteert beter dan de opvang van regenwater met betrekking tot energieverbruik, emissie van broeikasgassen en het waterverbruik gedurende de levenscyclus, voornamelijk vanwege de lagere vraag naar afvalwaterbehandeling en een hogere efficiëntie van biogas en struviet recovery. Het opvangen van regenwater vertoont echter een lager potentieel voor eutrofiëring ten opzichte van hergebruik van grijswater, voornamelijk als gevolg van een lagere instroom van nutriënten in de RWZI en dus een lagere afvoer van nutriënten naar ontvangende waterlichamen.
- Thermische hydrolyse van slib en luchtstrippen als methoden voor stikstof recovery verhogen, ondanks het compenseren van N-gebaseerde chemische meststoffen en het produceren van een hoge biogasopbrengst, de milieubelasting enorm, vanuit elk impact perspectief, en zijn daarmee geen aantrekkelijke aanpakken voor het terugwinnen van hulpbronnen.
- De combinatie van monoslibverbranding en fosfor recovery uit slibas kan een efficiëntere methode voor slibbeheer zijn in vergelijking met slibverbranding met betrekking tot energieverbruik, broeikasgas emissie, en het potentieel voor eutrofiëring van zoet water (dit is alleen geldig bij toepassing op locatie).



## 6 SWOT analyse

Ongeacht hoe goed een project, programma, plan of in dit geval een scenario is uitgewerkt, er zijn altijd sterktes, zwaktes, kansen en bedreigingen die volgen uit een nadere analyse, en aandacht behoeven. De SWOT-analyse is een breed toegepaste strategische planningstechniek. Het acroniem SWOT staat voor Strengths, Weaknesses, Opportunities en Threats (sterktes, zwaktes, kansen en bedreigingen).

Het wordt vaak gebruikt om de interne en externe factoren van een bepaald programma, plan of scenario systematisch te analyseren en beter te begrijpen. SWOT-analyse identificeert de organisatorische sterke punten (aspecten om op voort te bouwen), zwakke punten (aspecten om hulp en ondersteuning te zoeken), kansen voor de gemeenschap (aspecten om te profiteren van programmavoordelen) en bedreigingen (elementen die het programma kunnen belemmeren)[147, 148]. Voor het NUWTS-project is deze methode gekozen vanwege het vermogen om niet alleen de huidige omstandigheden (door sterke en zwakke punten) maar ook de toekomstige omstandigheden (door kansen en bedreigingen) te integreren, wat belangrijk is voor het bedenken van toekomstige strategieën.

### 6.1 SWOT analyse methode

Volgens het framework van de SWOT-methode omvatte de SWOT-analyse van de NUWTS-strategieën op wijkniveau de volgende stappen [147, 149, 150].

Stap 1: Literatuuronderzoek. In deze stap zijn artikelen, boeken, patenten, rapporten, documenten, wetgevingen met betrekking tot de NUWTS-scenario's verzameld.

Stap 2: Vragenlijstontwerp en enquête. De vragenlijst voor het identificeren van de sterke en zwakke punten, kansen en bedreigingen van NUWTS scenario's is opgesteld in het Nederlands en Engels. In totaal zijn er 16 reacties ontvangen, waaronder van de meerderheid van de NUWTS -projectpartners.

Stap 3: Gegevensverzameling en vaststelling van aspecten met de hoogste prioriteit uit de SWOT-vragenlijst. De vastgestelde prioriteiten per NUWTS scenario zijn weergegeven in Appendices III - VI.

Stap 4: Het bouwen van een confrontatiematrix nadat de gegevensverzameling en het vaststellen van prioriteiten op basis van de SWOT vragenlijstantwoorden waren uitgevoerd. In Figuur 27 zijn de elementen van een confrontatiematrix samengevat.

	Opportunities (O)	Threats (T)
Strengths (S)	<b>S-O Strategy</b> <i>Using strengths to take advantages of opportunities</i>	<b>S-T Strategy</b> <i>Using strengths to avoid threats</i>
Weaknesses (W)	<b>W-O Strategy</b> <i>Overcoming weaknesses by taking advantages from opportunities</i>	<b>W-T Strategy</b> <i>Minimize weaknesses to avoid threats</i>

Figuur 27 Confrontatiematrix (Skinner et al. [151])

Eenmaal gebouwd, werden confrontatiematrices vervolgens gebruikt om de output van de SWOT-analyse verder te analyseren. Dit is gedaan door S, W, T en O aspecten per SWOT categorie te combineren en te vergelijken en een score toe te kennen. De confrontatiematrices per NUWTS scenario zijn opgenomen in Appendices III - VI

De laatste stap 5 omvatte het ontwikkelen van strategieën om problemen aan te pakken die werden aangegeven door de SWOT-analyse.

## 6.2 SWOT analyse resultaten en discussie

### 6.2.1 NUWTS waterbesparingsscenario's (RWH, GWR and ECO)

Zoals weergegeven in Appendices III - V waren de meeste respondenten het erover eens dat, als sterk punt, de NUWTS waterbesparingsscenario's (RWH, GWR en ECO) de algemene afhankelijkheid van traditionele drinkwaterbronnen in stedelijke gebieden verminderen, terwijl ze tegelijkertijd overstromingsincidenten op straat verminderen. De meeste respondenten hadden echter bedenkingen bij de implementatie van de NUWTS waterbesparingsscenario's vanwege de lage drinkwaterprijs, hoge initiële en / of operationele kosten en het feit dat traditionele stedelijke rioleringen niet zijn ontworpen om het geconcentreerde afvalwater te transporteren. De respondenten waren het er ook over eens dat de toepassing van NUWTS waterbesparingsscenario's overexploitatie van grondwater kan voorkomen en resource recovery kan bevorderen als wordt gezorgd voor toewijzing van overheidsmiddelen om de implementatie van scenario's te vergemakkelijken. De grootste bedreigingen die door de meerderheid van de respondenten werden vastgesteld, zijn de effecten van het ongeschikte ontwerp van de watertransportsystemen, d.w.z. verslechtering van de drinkwaterkwaliteit in alle scenario's en opbouw van sediment in de riolering voor het GWR- en ECO-scenario. Voor het RWH- en GWR-scenario kan gebruik van regen- en grijswater voor onbedoelde doeleinden (gebruik anders dan voor toiletspoeling en wasmachines) een mogelijke bedreiging zijn, en worden mogelijke gezondheidsrisico's genoemd door kruisverbindingen tussen regenwater- en grijswaterleidingen enerzijds en drinkwaterleidingen anderzijds. Bovendien is één van de geïdentificeerde bedreigingen die op alle scenario's van toepassing is de menselijke factor: het systeem wordt (verkeerd) gebruikt.

Als het gaat om de toepassing van het KWG scenario, is de belangrijkste sterkte die de respondenten hebben geïdentificeerd de hoeveelheid resources die KWG's toevoegen aan

de afvalwaterstroom. De zwakste schakels van de toepassing van KWG's zijn 1) de wettelijke belemmering en 2) de huidige transportinfrastructuur, die traditioneel niet is ontworpen voor afvalwater met lage volumestromen (ECO en GWR scenario's) en hoge belasting. De respondenten waren het er ook over eens dat stedelijke gebieden een groot potentieel hebben voor de implementatie van het KWG scenario, met een solide bijdrage aan SDG's (Sustainable Development Goals) met betrekking tot afvalbeheer, waterbeheer en circulaire economie. De grootste bedreigingen die door de meerderheid van de respondenten werden vastgesteld, zijn de effecten van het ongeschikte ontwerp van huidige watertransportsystemen, sediment opbouw in de riolering en ongecontroleerde methaan en andere broeikasgasontwikkeling in de riolering met emissies.

### 6.2.2 SWOT-analyse strategieën

Hieronder worden algemene strategieën weergegeven die voor elk scenario van toepassing zijn.

#### **Sterktes – Kansen strategie: Versterking van de relaties en verdieping van de samenwerking tussen stakeholders op het gebied van “water-food-energy”**

- Voor het regenwateropvangscenario moet de relatie tussen stakeholders binnen de stedelijke waterkringloop worden verdiept om de voordelen van kansen te benutten, zoals beperking van overexploitatie van grondwater en vermindering van overstromingsincidenten op straat. De stakeholders met betrekking tot het opvangen van regenwater zijn onder meer stakeholders in het stedelijk water (drinkwaterbedrijven, gemeenten en provincies).
- Voor de GWR-, ECO- en KWG-scenario's zijn de systeemgrenzen breder, omdat andere bronnen (nutriënten en energie) bedoeld zijn om te worden teruggewonnen. Om de voordelen van kansen op het gebied van zowel waterbesparing en resource recovery te benutten, moet worden gezorgd voor betrokkenheid van meerdere stakeholders op het gebied van “water-food- energy”
- Voor de KWG's zal deze versterkte samenwerking tussen multi-stakeholders leiden tot een sub-strategie van lobbyen om de wet aan te passen, die thans het gebruik van KWG's verbiedt.

#### **Zwaktes – Kansen strategie: Overheidsmiddelen ter stimulering van innovatie en doorontwikkeling van systemen voor grootschalige toepassing**

- Hoewel de strategie geschikt is voor elk afzonderlijk scenario, zou grootschalige toepassing zich eerder moeten richten op de combinatie van de NUWTS-strategieën in combinatie met energietransitie- en klimaatadaptatie-opgaven [74].

#### **Sterktes – Bedreigingen strategie: Verbetering van de infrastructuur en introductie van nieuwe ontwerpprincipes**

- Voor het RWH scenario zou een vertakt drinkwaternetwerk met een kleinere diameter een haalbare keuze kunnen zijn, zoals is aangetoond in dit rapport. Daarnaast kan worden voorgesteld om ondergrondse opslag van overtollig water door diepe verticale infiltratie toe te passen en het volume van de eerste flush te optimaliseren [56].  
Voor de GWR, ECO en KWGs scenario's is het van belang om het ontwerp van rioleringen te veranderen. Het nieuwe ontwerp moet leidingen met een kleinere diameter omvatten die onder een hoger dan traditioneel verhang worden gelegd

zoals is aangetoond in dit rapport. Bij renovatie van drinkwater- en afvalwatertransportsystemen kan nu al worden geanticipeerd op een lager waterverbruik. Bestaande transportsystemen zijn veelal overgedimensioneerd voor het huidige verbruik, dus hier valt direct veel te winnen (lagere kosten, geringer materiaalgebruik, betere waterkwaliteit, robuuster voor scenario's met nog lager gebruik). Een andere optie is om vacuüminzameling en -transport toe te passen [103]. Voor het KWGs scenario kunnen in-sewer methane convertors (die omzetting van methanol in energie verzekeren) kunnen worden gebruikt om ongecontroleerde methaan emissies te voorkomen (Ongepubliceerd onderzoek van WUR).

### **Zwaktes – Bedreigingen strategie: Bewustmaking van het publiek door middel van social marketing, en publieks- en educatieve campagnes**

- Dit is bedoeld om 1) voordelen voor de klant duidelijk te maken en 2) knelpunten samen met burgers aan te pakken en mogelijke oplossingen te co-creëren.

## 7 Project opbrengsten

Het NUWTS project bestond uit vijf werkpakken (WPs):

- WP1: Literatuurstudie naar resource recovery in de stedelijke omgeving
- WP2: Ontwerp van een integraal stedelijk watertransport infrastructuur model
- WP3: Analyse van de verschillen tussen de huidige en toekomstige stedelijke watertransport infrastructuur
- WP4: Transitie uitdagingen
- WP5: Eindrapportage

In WP1 is een literatuurstudie uitgevoerd naar resource recovery in de stedelijke omgeving, om inzicht te krijgen in de condities die vereist zijn in de stedelijke watercyclus voor een maximale/optimale resource recovery. Er is een uitgebreid literatuuronderzoek uitgevoerd, en in dit technische rapport zijn ongeveer 150 referenties opgenomen. Eén van de meest veelbelovende benaderingen genoemd in de literatuur voor het maximaliseren van resource recovery in de stedelijke omgevingen is om de concentraties te verhogen in afvalwaterstromen. Dit kan worden bereikt door op grote schaal grijswater hergebruik, waterbesparing en/of voedselrestenvermalers te implementeren.

In WP2 is een integraal stedelijk watertransportinfrastructuur model gebouwd en gevalideerd. De validatie is uitgevoerd met praktijkgegevens van waterbedrijf Waternet. Een aantal modellen en benaderingen werd gecombineerd, zoals The Infoworks® WS Pro package (model voor drinkwater leidingnetten), SIMDEUM (model voor drinkwaterverbruik en daarmee afvalwaterproductie op zeer kleine tijd- en ruimtelijke schaal) en Infoworks® ICM (model voor rioolleidingen). Het integrale model werd op praktijk cases getest voor Prinseneiland. Een gedetailleerd overzicht is gegeven in 3.1.

In WP3 is een analyse van de verschillen tussen de huidige en toekomstige stedelijke watertransport infrastructuur uitgevoerd, op basis van de resultaten van WP1 en WP2. Doel van dit WP was te bepalen hoe groot de verschillen zijn tussen de huidige en toekomstige stedelijke watertransport infrastructuur (ontworpen op resource recovery criteria en op basis van een geïntegreerde benadering van drinkwater-afvalwater-regenwater infrastructuur). Eerst zijn zogenaamde NUWTS scenario's getest voor hydraulische prestaties en nutriëntenbelasting (gepresenteerd in 3.2.1 - 3.2.3), daarna is een nieuw (toekomstige) ontwerp van drinkwaternetwerken en riolering geanalyseerd (gepresenteerd in 3.2.4). Tenslotte zijn verschillen in microbiële belastingen tussen NUWTS scenario's gemodelleerd (gepresenteerd in 3.2.5).

In WP4 zijn transitie paden vanuit de huidige watertransport infrastructuur naar de toekomstige stedelijke watertransport infrastructuur bepaald. Daarvoor is een holistische benadering met verschillende methoden gehanteerd. Dit omvatte hydraulische modellering incl. nutriënten belastingen (hoofdstuk 3), kwantitatieve microbiële risicobeoordeling (QMRA) (hoofdstuk 4), milieu-impact analyse (LCA) (hoofdstuk 5) en een sterktes- zwaktes-kansen-bedreigingen (SWOT) analyse (hoofdstuk 6). Volgens de QMRA, is inademing van aërosolen door toiletspoeling de belangrijkste blootstellingsroute. Om de microbiële risico's te verkleinen, kunnen verschillende maatregelen worden genomen. De eenvoudigste maatregel is het sluiten van het toiletdeksel tijdens het doorspoelen. Volgens

de LCA is de toepassing van waterbesparende apparaten de meest effectieve interventie voor de overgang naar resource efficiënte stedelijke watersystemen. Uit SWOT analyse blijkt dat vier cruciale strategieën nodig zijn om de grootschalige toepassing van NUWTS scenario's te vergemakkelijken en stimuleren: 1) verdieping van de samenwerking tussen stakeholders op het gebied van "water-food-energy", 2) het zorgen voor overheidsmiddelen ter stimulering van doorontwikkeling van systemen voor grootschalige toepassing, 3) bewustmaking van het publiek door middel van social marketing, publieks- en educatieve campagnes en 4) verbetering van de infrastructuur en introductie van nieuwe ontwerpprincipes. Er is echter een nieuw ontwerp van zowel drinkwater- als rioolnetwerken nodig (gepresenteerd in 3.2.4) om mogelijke problemen met waterkwaliteit en watertransport op te lossen. Een dergelijke aanpak wordt geadviseerd voor nieuwbouwwijken en / of buurten die in de nabije toekomst een renovatie ondergaan.

De opbrengsten met betrekking tot WP5 omvatten een technische eindrapportage, één wetenschappelijk artikel, twee MSc rapporten en een stageverslag. Het is de bedoeling tenminste nog twee wetenschappelijke artikelen te publiceren, één over de gezondheidsrisico's van de NUWTS scenario's en één over de milieu-impact van NUWTS scenario's.

## 8 Aanbevelingen voor vervolg

Het project NUWTS heeft aangetoond dat nieuwe watertransportsystemen nodig zijn om principes van de circulaire economie in te voeren in de stedelijke waterinfrastructuur en duurzaamheidswinst te kunnen realiseren. Het project NUWTS is vooral een burostudie geweest, aangevuld met een meetcampagne. Het is nu tijd de nieuwe ontwerpuitgangspunten voor transport van drinkwater en afvalwater op pilotschaal uit te testen:

- gebruik van grijswater en regenwater op woningnivo
- toepassing van waterbesparende apparatuur en KWG's in woningen

en daarmee:

- gebruik van (nog kleinere) zelfreinigende drinkwaternetten
- toepassen van kleinere riooldiameters aangelegd onder een groter verhang

De komende periode gaat actief gezocht worden naar locaties om zo'n pilot project te realiseren en de nieuwe ontwerpuitgangspunten in de praktijk te bewijzen.

## References

1. Undp, *World Urbanization Prospects: The 2011 Revision United Nations Population Division*. 2011: New York.
2. Cbs, *Regionale bevolkings- en huishoudensprognose 2016–2040: sterke regionale verschillen*. 2016: The Hague.
3. Agudelo-Vera, C.M., Leduc, W.R.W.A., Mels, A.R. en Rijnaarts, H.H.M., *Harvesting urban resources towards more resilient cities*. Resources, Conservation and Recycling, 2012. **64**: p. 3-12.
4. Van Der Hoek, J.P., Mol, S., Giorgi, S., Ahmad, J.I., Liu, G. en Medema, G., *Energy recovery from the water cycle: Thermal energy from drinking water*. Energy, 2018. **162**: p. 977-987.
5. Zhou, X., Ahmad, J.I., Van Der Hoek, J.P. en Zhang, K., *Thermal energy recovery from chlorinated drinking water distribution systems: effect on chlorine and microbial water and biofilm characteristics*. Environmental Research, 2020: p. 109655.
6. Frijns, J., Hofman, J. en Nederlof, M., *The potential of (waste) water as energy carrier*. Energy Conversion and Management, 2013. **65**: p. 357-363.
7. Meggers, F. en Leibundgut, H., *The potential of wastewater heat and exergy: Decentralized high-temperature recovery with a heat pump*. Energy and Buildings, 2011. **43**(4): p. 879-886.
8. Mccarty, P.L., Bae, J. en Kim, J., *Domestic wastewater treatment as a net energy producer—can this be achieved?* 2011, ACS Publications.
9. Power, C., Coughlan, P. en Mcnabola, A., *Microhydropower energy recovery at wastewater-treatment plants: Turbine selection and optimization*. Journal of Energy Engineering, 2017. **143**(1): p. 04016036.
10. Bousquet, C., Samora, I., Manso, P., Rossi, L., Heller, P. en Schleiss, A.J., *Assessment of hydropower potential in wastewater systems and application to Switzerland*. Renewable Energy, 2017. **113**: p. 64-73.
11. Mo, W. en Zhang, Q., *Energy–nutrients–water nexus: integrated resource recovery in municipal wastewater treatment plants*. Journal of environmental management, 2013. **127**: p. 255-267.
12. Wan, J., Gu, J., Zhao, Q. en Liu, Y., *COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment*. Scientific reports, 2016. **6**(1): p. 1-9.
13. Verstraete, W., Van De Caveye, P. en Diamantis, V., *Maximum use of resources present in domestic “used water”*. Bioresource technology, 2009. **100**(23): p. 5537-5545.
14. Zeeman, G., Kujawa, K., De Mes, T., Hernandez, L., De Graaff, M., Abu-Ghunmi, L., Mels, A., Meulman, B., Temmink, H. en Buisman, C., *Anaerobic treatment as a core technology for energy, nutrients and water recovery from source-separated domestic waste (water)*. Water Science and Technology, 2008. **57**(8): p. 1207-1212.
15. De Jong, R., *Governance of Phosphate Recovery from Wastewater in Amsterdam*. 2017.
16. Desmidt, E., Ghyselbrecht, K., Zhang, Y., Pinoy, L., Van Der Bruggen, B., Verstraete, W., Rabaey, K. en Meesschaert, B., *Global phosphorus scarcity and full-scale P-recovery techniques: a review*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2015. **45**(4): p. 336-384.
17. Doyle, J.D. en Parsons, S.A., *Struvite formation, control and recovery*. Water research, 2002. **36**(16): p. 3925-3940.
18. Sutton, P., Melcer, H., Schraa, O. en Togna, A., *Treating municipal wastewater with the goal of resource recovery*. Water Science and Technology, 2011. **63**(1): p. 25-31.



19. Amann, A., Zoboli, O., Krampe, J., Rechberger, H., Zessner, M. en Egle, L., *Environmental impacts of phosphorus recovery from municipal wastewater*. Resources, Conservation and Recycling, 2018. **130**: p. 127-139.
20. Van Der Hoek, J.P., Duijff, R. en Reinstra, O., *Nitrogen recovery from wastewater: Possibilities, competition with other resources, and adaptation pathways*. Sustainability, 2018. **10**(12): p. 4605.
21. Lema, J.M. en Martinez, S.S., *Innovative wastewater treatment & resource recovery technologies: impacts on energy, economy and environment*. 2017: IWA publishing.
22. Schetters, M.J.A., Van Der Hoek, J.P., Kramer, O.J.I., Kors, L.J., Palmen, L.J., Hofs, B. en Koppers, H., *Circular economy in drinking water treatment: reuse of ground pellets as seeding material in the pellet softening process*. Water Science and Technology, 2014. **71**(4): p. 479-486.
23. Ahmad, T., Ahmad, K. en Alam, M., *Sustainable management of water treatment sludge through 3 'R' concept*. Journal of Cleaner Production, 2016. **124**: p. 1-13.
24. Keeley, J., Smith, A.D., Judd, S.J. en Jarvis, P., *Reuse of recovered coagulants in water treatment: An investigation on the effect coagulant purity has on treatment performance*. Separation and Purification Technology, 2014. **131**: p. 69-78.
25. Albrektienė, R., Karaliūnas, K. en Bazienė, K., *Sustainable reuse of groundwater treatment iron sludge for organic matter removal from river neris water*. Sustainability, 2019. **11**(3): p. 639.
26. Guo, X., Li, X. en Park, H.-S., *Ammonium and potassium removal for anaerobically digested wastewater using natural clinoptilolite followed by membrane pretreatment*. Journal of hazardous materials, 2008. **151**(1): p. 125-133.
27. Xu, K., Wang, C., Liu, H. en Qian, Y., *Simultaneous removal of phosphorus and potassium from synthetic urine through the precipitation of magnesium potassium phosphate hexahydrate*. Chemosphere, 2011. **84**(2): p. 207-212.
28. Kumar, M., Nandi, M. en Pakshirajan, K., *Recent advances in heavy metal recovery from wastewater by biogenic sulfide precipitation*. Journal of Environmental Management, 2020. **278**: p. 111555.
29. Ruiken, C., Breuer, G., Klaversma, E., Santiago, T. en Van Loosdrecht, M., *Sieving wastewater–Cellulose recovery, economic and energy evaluation*. Water research, 2013. **47**(1): p. 43-48.
30. Gupta, M., Ho, D., Santoro, D., Torfs, E., Doucet, J., Vanrolleghem, P.A. en Nakhla, G., *Experimental assessment and validation of quantification methods for cellulose content in municipal wastewater and sludge*. Environmental Science and Pollution Research, 2018. **25**(17): p. 16743-16753.
31. Ray, S.G. en Ghangrekar, M., *Enhancing organic matter removal, biopolymer recovery and electricity generation from distillery wastewater by combining fungal fermentation and microbial fuel cell*. Bioresource technology, 2015. **176**: p. 8-14.
32. Mannina, G., Presti, D., Montiel-Jarillo, G. en Suárez-Ojeda, M.E., *Bioplastic recovery from wastewater: a new protocol for polyhydroxyalkanoates (PHA) extraction from mixed microbial cultures*. Bioresource technology, 2019. **282**: p. 361-369.
33. Arcos-Hernández, M., Montaña-Herrera, L., Murugan Janarthanan, O., Quadri, L., Anterrieu, S., Hjort, M., Alexandersson, T., Karlsson, A., Karabegovic, L. en Magnusson, P., *Value-added bioplastics from services of wastewater treatment*. Water Practice and Technology, 2015. **10**(3): p. 546-555.
34. Saejung, C. en Thammaratana, T., *Biomass recovery during municipal wastewater treatment using photosynthetic bacteria and prospect of production of single cell protein for feedstuff*. Environmental technology, 2016. **37**(23): p. 3055-3061.
35. Batstone, D., Hülsen, T., Mehta, C. en Keller, J., *Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review*. Chemosphere, 2015. **140**: p. 2-11.

36. Shaddel, S., Ucar, S., Andreassen, J.-P. en Østerhus, S.W., *Enhancing efficiency and economics of phosphorus recovery process by customizing the product based on sidestream characteristics—an alternative phosphorus recovery strategy*. Water Science and Technology, 2019. **79**(9): p. 1777-1789.
37. Kobayashi, Y., Ashbolt, N.J., Davies, E.G. en Liu, Y., *Life cycle assessment of decentralized greywater treatment systems with reuse at different scales in cold regions*. Environment international, 2020. **134**: p. 105215.
38. Diamantis, V., Verstraete, W., Eftaxias, A., Bundervoet, B., Vlaeminck, S.E., Melidis, P. en Aivasidis, A., *Sewage pre-concentration for maximum recovery and reuse at decentralized level*. Water Science and Technology, 2013. **67**(6): p. 1188-1193.
39. Mezohegyi, G., Bilad, M.R. en Vankelecom, I.F.J., *Direct sewage up-concentration by submerged aerated and vibrated membranes*. Bioresource Technology, 2012. **118**: p. 1-7.
40. Bianchini, A., Bonfiglioli, L., Pellegrini, M. en Sacconi, C., *Sewage sludge drying process integration with a waste-to-energy power plant*. Waste Management, 2015. **42**: p. 159-165.
41. Verstraete, W. en Vlaeminck, S.E., *ZeroWasteWater: short-cycling of wastewater resources for sustainable cities of the future*. International Journal of Sustainable Development & World Ecology, 2011. **18**(3): p. 253-264.
42. López Zavala, M.Á., Castillo Vega, R. en López Miranda, R.A., *Potential of rainwater harvesting and greywater reuse for water consumption reduction and wastewater minimization*. Water, 2016. **8**(6): p. 264.
43. Martínez-Espiñeira, R. en García-Valiñas, M.Á., *Adopting versus adapting: adoption of water-saving technology versus water conservation habits in Spain*. International Journal of Water Resources Development, 2013. **29**(3): p. 400-414.
44. Dixon, A., Butler, D. en Fewkes, A., *Water saving potential of domestic water reuse systems using greywater and rainwater in combination*. Water science and technology, 1999. **39**(5): p. 25-32.
45. Bidhendi, G.N., Nasrabadi, T., Vaghefi, H.R.S., Hoveidi, H. en Jafari, H.R., *Role of water-saving devices in reducing urban water consumption in the mega-city of Tehran, case study: a residential complex*. Journal of environmental health, 2008. **70**(8): p. 44-47.
46. Rosenwinkel, K. en Wendler, D. *Influences of food waste disposers on sewerage system, waste water treatment and sludge digestion*. in Proc. 8th Int'l Waste Management & Landfill Symp. CISA Env. Sanitary Eng. Centre, Sardinia, Italy. 2001.
47. Battistoni, P., Fatone, F., Passacantando, D. en Bolzonella, D., *Application of food waste disposers and alternate cycles process in small-decentralized towns: A case study*. Water research, 2007. **41**(4): p. 893-903.
48. Bolzonella, D., Pavan, P., Battistoni, P. en Cecchi, F., *The under sink garbage grinder: a friendly technology for the environment*. Environmental technology, 2003. **24**(3): p. 349-359.
49. Terpstra, M., Groot-Marcus, J. en Uitdenbogerd, D., *Kitchen waste disposal treatment*. 1995, Dept. Household and Consumer Studies, Wageningen Agric. Univ.
50. Galil, N. en Shpiner, R., *Additional pollutants and deposition potential from garbage disposers*. Water and Environment Journal, 2001. **15**(1): p. 34-39.
51. Marshlian, N. en El-Fadel, M., *The effect of food waste disposers on municipal waste and wastewater management*. Waste management & research, 2005. **23**(1): p. 20-31.
52. Vewin, *Infrastructuur drinkwatervoorziening*. 2007: Rijswijk.
53. Rioned, S., *Riool in cijfers 2009-2010*. 2010: Ede.
54. Mogoş, B., *Prinseneiland, Amsterdam: a water balance*. 2018.

55. Bailey, O., Zlatanovic, L., Van Der Hoek, J.P., Kapelan, Z., Blokker, M., Arnot, T. en Hofman, J., *A Stochastic Model to Predict Flow, Nutrient and Temperature Changes in a Sewer under Water Conservation Scenarios*. Water, 2020. **12**(4): p. 1187.
56. Hofman, J. en Paalman, M., *Rainwater harvesting, a sustainable solution for urban climate adaptation?* 2014: KWR Watercycle Research Institute.
57. Xue, X., Hawkins, T.R., Schoen, M.E., Garland, J. en Ashbolt, N.J., *Comparing the life cycle energy consumption, global warming and eutrophication potentials of several water and waste service options*. Water, 2016. **8**(4): p. 154.
58. Hofman-Caris, R., Bertelkamp, C., De Waal, L., Van Den Brand, T., Hofman, J., Van Der Aa, R. en Van Der Hoek, J.P., *Rainwater harvesting for drinking water production: a sustainable and cost-effective solution in The Netherlands?* Water, 2019. **11**(3): p. 511.
59. Ahilan, S., Melville-Shreeve, P., Kapelan, Z. en Butler, D. *The influence of household rainwater harvesting system design on water supply and stormwater management efficiency*. in *International Conference on Urban Drainage Modelling*. 2018. Springer.
60. Racoviceanu, A.I. en Karney, B.W., *Life-cycle perspective on residential water conservation strategies*. Journal of Infrastructure Systems, 2010. **16**(1): p. 40-49.
61. Kirhensteine, I., Cherrier, V., Jarrit, N., Farmer, A., Paoli, G., Delacamera, G. en Psomas, A., *EU-level instruments on water reuse. Final report to support the Commission's Impact Assessment*. Luxemburgo: European Union, 2016.
62. Goonetilleke, A., Thomas, E., Ginn, S. en Gilbert, D., *Understanding the role of land use in urban stormwater quality management*. Journal of Environmental management, 2005. **74**(1): p. 31-42.
63. Herrmann, T. en Schmida, U., *Rainwater utilisation in Germany: efficiency, dimensioning, hydraulic and environmental aspects*. Urban water, 2000. **1**(4): p. 307-316.
64. Eriksson, E., Andersen, H.R., Madsen, T.S. en Ledin, A., *Greywater pollution variability and loadings*. Ecological engineering, 2009. **35**(5): p. 661-669.
65. Al-Jayyousi, O.R., *Greywater reuse: towards sustainable water management*. Desalination, 2003. **156**(1-3): p. 181-192.
66. Prajapati, B., *Decentralized grey water reuse: Developing grey water treatment technology and mapping end-users' perceptions*. 2018, Department of Geosciences and Natural Resource Management, Faculty of ...
67. Penn, R., Schütze, M. en Friedler, E., *Modelling the effects of on-site greywater reuse and low flush toilets on municipal sewer systems*. Journal of environmental management, 2013. **114**: p. 72-83.
68. Maimon, A., Tal, A., Friedler, E. en Gross, A., *Safe on-site reuse of greywater for irrigation-a critical review of current guidelines*. Environmental science & technology, 2010. **44**(9): p. 3213-3220.
69. Dixon, A.M., Butler, D. en Fewkes, A., *Guidelines for greywater re-use: Health issues*. Water and Environment Journal, 1999. **13**(5): p. 322-326.
70. Diaper, C., Dixon, A., Butler, D., Fewkes, A., Parsons, S.A., Strathern, M., Stephenson, T. en Strutt, J., *Small scale water recycling systems-risk assessment and modelling*. Water science and technology, 2001. **43**(10): p. 83-90.
71. Dominguez, S., Laso, J., Margallo, M., Aldaco, R., Rivero, M.J., Irabien, Á. en Ortiz, I., *LCA of greywater management within a water circular economy restorative thinking framework*. Science of the Total Environment, 2018. **621**: p. 1047-1056.
72. Agudelo-Vera, C., Blokker, M., Vreeburg, J., Vogelaar, H., Hillegers, S. en Van Der Hoek, J.P., *Testing the robustness of two water distribution system layouts under changing drinking water demand*. Journal of Water Resources Planning and Management, 2016. **142**(8): p. 05016003.

73. Lawson, R., Marshallsay, D., Difiore, D., Rogerson, S., Meeus, S., Sanders, J. en Horton, B., *The long term potential for deep reductions in household water demand*. Ofwat, UK, 2018.
74. Parkinson, J., Schütze, M. en Butler, D., *Modelling the Impacts of Domestic Water Conservation on the Sustain Ability of the Urban Sewerage System*. Water and Environment Journal, 2005. **19**(1): p. 49-56.
75. Diggelman, C. en Ham, R.K., *Household food waste to wastewater or to solid waste? That is the question*. Waste management & research, 2003. **21**(6): p. 501-514.
76. Blokker, E.J.M., *Stochastic water demand modelling for a better understanding of hydraulics in water distribution networks*. 2010.
77. Pieterse-Quirijns, E., Agudelo-Vera, C. en Blokker, E., *Modelling sustainability in water supply and drainage with SIMDEUM®*. CIB W062 Water supply and drainage for buidlings, Edinburgh, GB, 2012.
78. Nash, J.E. en Sutcliffe, J.V., *River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles*. Journal of hydrology, 1970. **10**(3): p. 282-290.
79. Willmott, C.J., Ackleson, S.G., Davis, R.E., Feddema, J.J., Klink, K.M., Legates, D.R., O'donnell, J. en Rowe, C.M., *Statistics for the evaluation and comparison of models*. Journal of Geophysical Research: Oceans, 1985. **90**(C5): p. 8995-9005.
80. Singh, J., Knapp, H.V., Arnold, J. en Demissie, M., *Hydrological modeling of the Iroquois river watershed using HSPF and SWAT 1*. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 2005. **41**(2): p. 343-360.
81. Srinivasa, V., *Impact of kitchen waste grinder application with water conservation strategies on urban water sewerage systems*. 2020.
82. Zheng, S., Fan, J., Yu, F., Feng, B., Lou, B., Zou, Q., Xie, G., Lin, S., Wang, R. en Yang, X., *Viral load dynamics and disease severity in patients infected with SARS-CoV-2 in Zhejiang province, China, January-March 2020: retrospective cohort study*. bmj, 2020. **369**.
83. García-Aljaro, C., Blanch, A., Campos, C., Jofre, J. en Lucena, F., *Pathogens, faecal indicators and human-specific microbial source-tracking markers in sewage*. Journal of applied microbiology, 2019. **126**(3): p. 701-717.
84. Who, *WHO guidelines for the safe use of wastewater excreta and greywater*. Vol. 1. 2006: World Health Organization.
85. Vreeburg, I.J. en Boxall, J.B., *Discolouration in potable water distribution systems: A review*. Water research, 2007. **41**(3): p. 519-529.
86. Bartram, J., Cotruvo, J., Exner, M., Fricker, C. en Glasmacher, A., *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*. 2003: IWA publishing.
87. Kerneis, A., Nakache, F., Deguin, A. en Feinberg, M., *The effects of water residence time on the biological quality in a distribution network*. Water Research, 1995. **29**(7): p. 1719-1727.
88. Uhl, W. en Schaule, G., *Establishment of HPC (R2A) for regrowth control in non-chlorinated distribution systems*. International journal of food microbiology, 2004. **92**(3): p. 317-325.
89. Vreeburg, J.H.G., *Discolouration in drinking water systems: a particular approach*. 2007.
90. Butler, D., May, R. en Ackers, J., *Self-cleansing sewer design based on sediment transport principles*. Journal of Hydraulic Engineering, 2003. **129**(4): p. 276-282.
91. May, R., Brown, P., Hare, G. en Jones, K., *Self-cleansing conditions for sewers carrying sediment*. 1989.
92. Ebtehaj, I., Bonakdari, H. en Sharifi, A., *Design criteria for sediment transport in sewers based on self-cleansing concept*. Journal of Zhejiang University Science A, 2014. **15**(11): p. 914-924.
93. Vongvisessomjai, N., Tingsanchali, T. en Babel, M.S., *Non-deposition design criteria for sewers with part-full flow*. Urban Water Journal, 2010. **7**(1): p. 61-77.

94. Yao, K.M., *Sewer line design based on critical shear stress*. Journal of the Environmental Engineering Division, 1974. **100**(2): p. 507-520.
95. Ota, J. en Perrusquia, G., *Particle velocity and sediment transport at the limit of deposition in sewers*. Water Science and Technology, 2013. **67**(5): p. 959-967.
96. Montes, C., Kapelan, Z. en Saldarriaga, J., *Impact of self-cleansing criteria choice on the optimal design of sewer networks in South America*. Water, 2019. **11**(6): p. 1148.
97. Standard, B., *Drain and sewer systems outside buildings*—. English version of DIN EN, 1997. **752**: p. 2008-04.
98. Montes, C., Bohorquez, J., Borda, S. en Saldarriaga, J., *Criteria of minimum shear stress vs. minimum velocity for self-cleaning sewer pipes design*. Procedia Engineering, 2017. **186**: p. 69-75.
99. Henze, M., Van Loosdrecht, M.C., Ekama, G.A. en Brdjanovic, D., *Biological wastewater treatment*. 2008: IWA publishing.
100. Tchobanoglous, G., Burton, F. en Stensel, H.D., *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. American Water Works Association. Journal, 2003. **95**(5): p. 201.
101. Kübler, H., Hoppenheidt, K., Hirsch, P., Kottmair, A., Nimmrichter, R., Nordsieck, H., Mücke, W. en Swerev, M., *Full scale co-digestion of organic waste*. Water science and technology, 2000. **41**(3): p. 195-202.
102. Thomas, P., *The effects of food waste disposers on the wastewater system: a practical study*. Water and Environment Journal, 2011. **25**(2): p. 250-256.
103. Zeeman, G. en Kujawa-Roeleveld, K., *Resource recovery from source separated domestic waste (water) streams; full scale results*. Water Science and Technology, 2011. **64**(10): p. 1987-1992.
104. Tervahauta, T., Hoang, T., Hernández, L., Zeeman, G. en Buisman, C., *Prospects of source-separation-based sanitation concepts: a model-based study*. Water, 2013. **5**(3): p. 1006-1035.
105. Drinkwaterbesluit, in *Availabe online: [http://wetten.overheid.nl/BWBR0030111/geldigheidsdatum\\_25-02-2013](http://wetten.overheid.nl/BWBR0030111/geldigheidsdatum_25-02-2013) (accessed on 2 December 2019)*. 2011.
106. Penn, R., Schütze, M., Gorfine, M. en Friedler, E., *Simulation method for stochastic generation of domestic wastewater discharges and the effect of greywater reuse on gross solid transport*. Urban water journal, 2017. **14**(8): p. 846-852.
107. Pocock, G. en Joubert, H., *Effects of reduction of wastewater volumes on sewerage systems and wastewater treatment plants*. 2018.
108. Kusumawardhana, A., *Public Health Risk Assessment of New Urban Water Transport Systems*. 2020, TU Delft.
109. Schoen, M.E. en Garland, J., *Review of pathogen treatment reductions for onsite non-potable reuse of alternative source waters*. Microbial Risk Analysis, 2017. **5**: p. 25-31.
110. Oron, G., Adel, M., Agmon, V., Friedler, E., Halperin, R., Leshem, E. en Weinberg, D., *Greywater use in Israel and worldwide: standards and prospects*. Water research, 2014. **58**: p. 92-101.
111. Gilboa, Y. en Friedler, E., *UV disinfection of RBC-treated light greywater effluent: kinetics, survival and regrowth of selected microorganisms*. Water research, 2008. **42**(4-5): p. 1043-1050.
112. Busgang, A., Friedler, E., Gilboa, Y. en Gross, A., *Quantitative Microbial Risk Analysis for Various Bacterial Exposure Scenarios Involving Greywater Reuse for Irrigation*. Water, 2018. **10**(4): p. 413.
113. O'toole, J., Sinclair, M., Malawaraarachchi, M., Hamilton, A., Barker, S.F. en Leder, K., *Microbial quality assessment of household greywater*. Water research, 2012. **46**(13): p. 4301-4313.

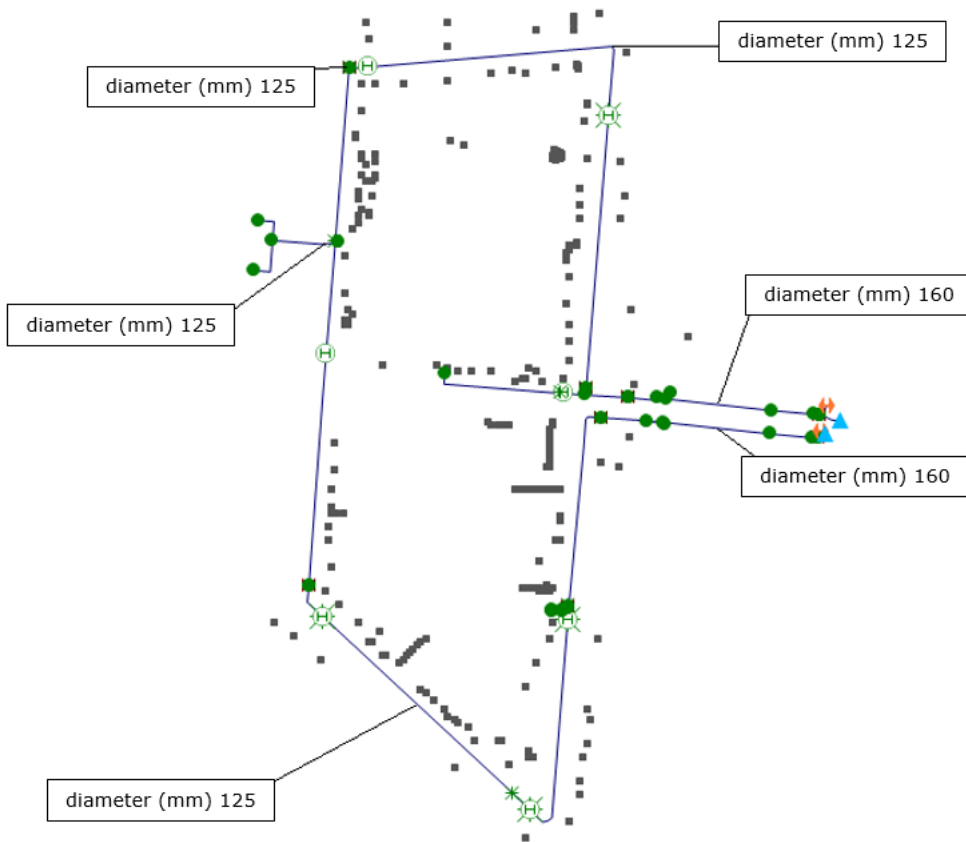
114. Gwenzi, W., Dunjana, N., Pisa, C., Tauro, T. en Nyamadzawo, G., *Water quality and public health risks associated with roof rainwater harvesting systems for potable supply: Review and perspectives*. Sustainability of Water Quality and Ecology, 2015. **6**: p. 107-118.
115. Ahmed, W., Vieritz, A., Goonetilleke, A. en Gardner, T., *Health risk from the use of roof-harvested rainwater in Southeast Queensland, Australia, as potable or nonpotable water, determined using quantitative microbial risk assessment*. Applied and Environmental Microbiology, 2010. **76**(22): p. 7382-7391.
116. Waso, M., Dobrowsky, P.H., Hamilton, K.A., Puzon, G., Miller, H., Khan, W. en Ahmed, W., *Abundance of Naegleria fowleri in roof-harvested rainwater tank samples from two continents*. Environmental Science and Pollution Research, 2018. **25**(6): p. 5700-5710.
117. Hamilton, K.A., Ahmed, W., Toze, S. en Haas, C.N., *Human health risks for Legionella and Mycobacterium avium complex (MAC) from potable and non-potable uses of roof-harvested rainwater*. Water research, 2017. **119**: p. 288-303.
118. Hamilton, K., Ahmed, W., Palmer, A., Sidhu, J., Hodggers, L., Toze, S. en Haas, C., *Public health implications of Acanthamoeba and multiple potential opportunistic pathogens in roof-harvested rainwater tanks*. Environmental research, 2016. **150**: p. 320-327.
119. Dean, K. en Mitchell, J., *Reverse QMRA for Pseudomonas aeruginosa in premise plumbing to inform risk management*. Journal of Environmental Engineering, 2020. **146**(3): p. 04019120.
120. Fields, B.S., Benson, R.F. en Besser, R.E., *Legionella and Legionnaires' disease: 25 years of investigation*. Clinical microbiology reviews, 2002. **15**(3): p. 506-526.
121. Shi, K.-W., Wang, C.-W. en Jiang, S.C., *Quantitative microbial risk assessment of Greywater on-site reuse*. Science of the Total Environment, 2018. **635**: p. 1507-1519.
122. Zhiteneva, V., Hübner, U., Medema, G.J. en Drewes, J.E., *Trends in conducting quantitative microbial risk assessments for water reuse systems: A review*. Microbial Risk Analysis, 2020. **16**: p. 100132.
123. Johnson, D., Lynch, R., Marshall, C., Mead, K. en Hirst, D., *Aerosol generation by modern flush toilets*. Aerosol Science and Technology, 2013. **47**(9): p. 1047-1057.
124. Oosterholt, F., Martijnse, G., Medema, G. en Van Der Kooij, D., *Health risk assessment of non-potable domestic water supplies in the Netherlands*. Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA, 2007. **56**(3): p. 171-179.
125. Haas, C.N., Rose, J.B. en Gerba, C.P., *Quantitative microbial risk assessment*. 1999: John Wiley & Sons.
126. Karavarsamis, N. en Hamilton, A., *Estimators of annual probability of infection for quantitative microbial risk assessment*. Journal of Water and Health, 2010. **8**(2): p. 365-373.
127. Friedler, E. en Gilboa, Y., *Performance of UV disinfection and the microbial quality of greywater effluent along a reuse system for toilet flushing*. Science of the total environment, 2010. **408**(9): p. 2109-2117.
128. Hamilton, K.A., Hamilton, M.T., Johnson, W., Jjemba, P., Bukhari, Z., Lechevallier, M. en Haas, C.N., *Health risks from exposure to Legionella in reclaimed water aerosols: Toilet flushing, spray irrigation, and cooling towers*. Water research, 2018. **134**: p. 261-279.
129. Pitol, A.K., Kohn, T. en Julian, T.R., *Retention of E. coli and water on the skin after liquid contact*. PloS one, 2020. **15**(9): p. e0238998.
130. Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Pissoneiro, J., Rizzo, A. en Masi, F., *A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits*. Science of the Total Environment, 2020. **711**: p. 134731.
131. Pub, *Technical Guide for Greywater Recycling System*. 2014, Public Utilities Board: Singapore.

132. Sánchez, A., Cohim, E. en Kalid, R., *A review on physicochemical and microbiological contamination of roof-harvested rainwater in urban areas*. Sustainability of Water Quality and Ecology, 2015. **6**: p. 119-137.
133. Hambly, A., Henderson, R., Baker, A., Stuetz, R. en Khan, S., *Cross-connection detection in Australian dual reticulation systems by monitoring inherent fluorescent organic matter*. Environmental Technology Reviews, 2012. **1**(1): p. 67-80.
134. Storey, M., Deere, D., Davison, A., Tam, T. en Lovell, A., *Risk management and cross-connection detection of a dual reticulation system*. Water Reuse and Recycling, 2007: p. 459-466.
135. Xu, X., Liu, Y., Liu, S., Li, J., Guo, G. en Smith, K., *Real-time detection of potable-reclaimed water pipe cross-connection events by conventional water quality sensors using machine learning methods*. Journal of environmental management, 2019. **238**: p. 201-209.
136. Best, E., Sandoe, J. en Wilcox, M., *Potential for aerosolization of Clostridium difficile after flushing toilets: the role of toilet lids in reducing environmental contamination risk*. Journal of Hospital Infection, 2012. **80**(1): p. 1-5.
137. Apostolidou, E., *A life cycle perspective of water conservation and resource recovery strategies in the urban water system*. 2020.
138. Lam, K.L., Zlatanović, L. en Van Der Hoek, J.P., *Life cycle assessment of nutrient recycling from wastewater: A critical review*. Water Research, 2020. **173**: p. 115519.
139. Barrios, R., Siebel, M., Van Der Helm, A., Bosklopper, K. en Gijzen, H., *Environmental and financial impact assessment of two plants of Amsterdam Water Supply*. Journal of Cleaner Production, 2004.
140. Van Der Hoek, J.P., De Fooij, H. en Struiker, A., *Wastewater as a resource: Strategies to recover resources from Amsterdam's wastewater*. Resources, Conservation and Recycling, 2016. **113**: p. 53-64.
141. Cao, C., *Sustainability and life assessment of high strength natural fibre composites in construction*, in *Advanced High Strength Natural Fibre Composites in Construction*. 2017, Elsevier. p. 529-544.
142. Silva, A., Yogafanny, E. en Fuchs, S., *Intermittent Slow Sand Filtration for Drinking Water Treatment in Developing Countries*. 2015.
143. Itaca, *An introduction to slow sand filtration*. 2005.
144. Matsubae, K., Webeck, E., Nansai, K., Nakajima, K., Tanaka, M. en Nagasaka, T., *Hidden phosphorus flows related with non-agriculture industrial activities: A focus on steelmaking and metal surface treatment*. Resources, Conservation and Recycling, 2015. **105**: p. 360-367.
145. Haupt, M. en Zschokke, M., *How can LCA support the circular economy?—63rd discussion forum on life cycle assessment, Zurich, Switzerland, November 30, 2016*. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2017. **22**(5): p. 832-837.
146. Gerbens-Leenes, P., *Energy for freshwater supply, use and disposal in the Netherlands: a case study of Dutch households*. International journal of water resources development, 2016. **32**(3): p. 398-411.
147. Nikolaou, I.E. en Evangelinos, K.I., *A SWOT analysis of environmental management practices in Greek Mining and Mineral Industry*. Resources Policy, 2010. **35**(3): p. 226-234.
148. Mainali, B., Ngo, H., Guo, W., Pham, T., Wang, X. en Johnston, A., *SWOT analysis to assist identification of the critical factors for the successful implementation of water reuse schemes*. Desalination and Water Treatment, 2011. **32**(1-3): p. 297-306.
149. Srivastava, P.K., Kulshreshtha, K., Mohanty, C.S., Pushpangadan, P. en Singh, A., *Stakeholder-based SWOT analysis for successful municipal solid waste management in Lucknow, India*. Waste Management, 2005. **25**(5): p. 531-537.

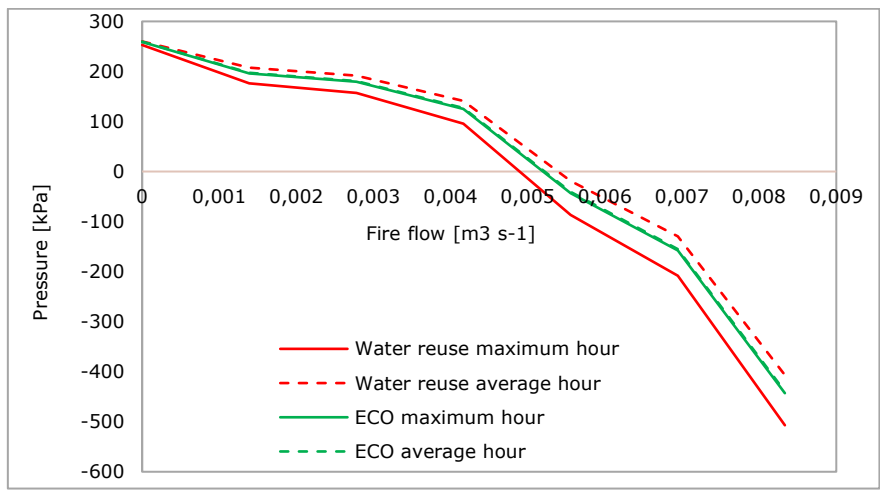
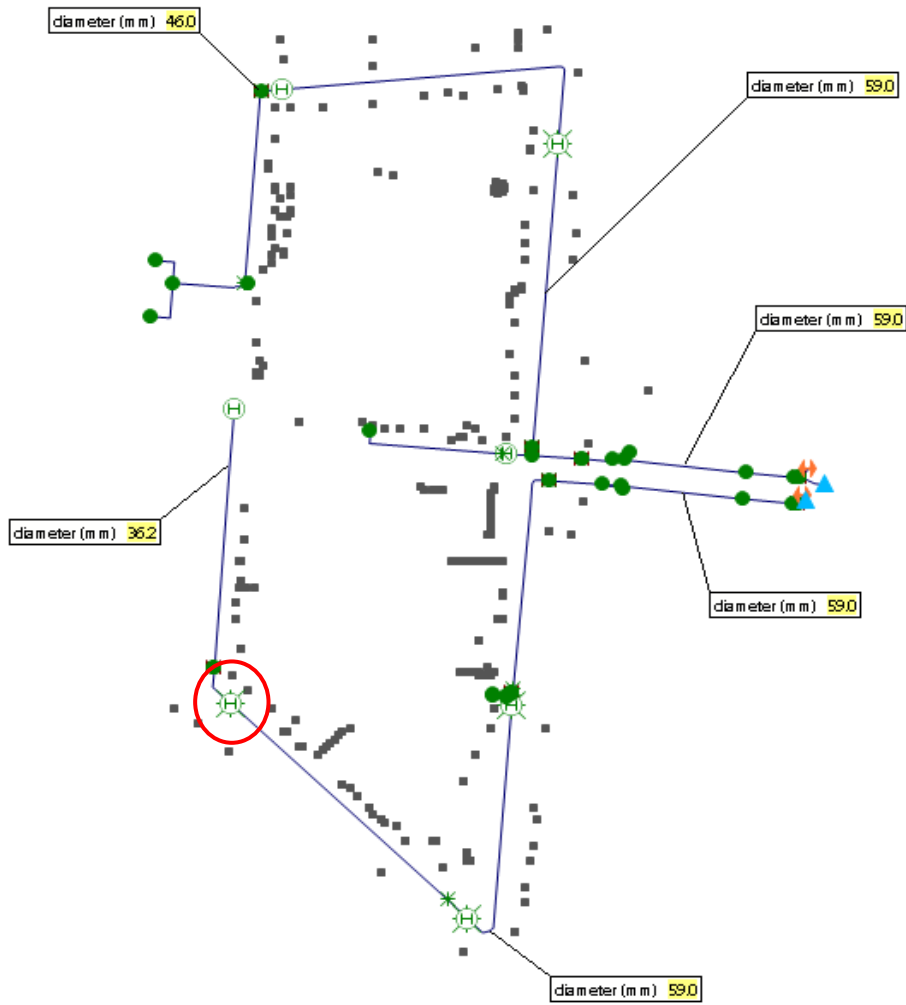
150. Mainali, B., Ngo, H.H., Guo, W., Pham, T.T.N. en Johnston, A., *Feasibility assessment of recycled water use for washing machines in Australia through SWOT analysis*. Resources, Conservation and Recycling, 2011. **56**(1): p. 87-91.
151. Skinner, K., Hanning, R.M., Sutherland, C., Edwards-Wheesk, R. en Tsuji, L.J., *Using a SWOT analysis to inform healthy eating and physical activity strategies for a remote First Nations community in Canada*. American Journal of Health Promotion, 2012. **26**(6): p. e159-e170.



Appendix I Drinking water network at Prinseneiland – current diameters



Appendix II Fire hydrant testing for a small diameter branched drinking water distribution system of Prinseneiland



## Appendix III RWH scenario SWOT analyse



<b>Sterktes</b>	<b>S1</b>	Regenwateropvang en gebruik vermindert het gebruik van drinkwater	<b>Kansen</b>	<b>K1</b>	Nuttig gebruik van (overtollige) neerslag verlaagt de druk op het afvoersysteem en voorkomt water op de straat
	<b>S2</b>	Regenwateropvang en gebruik vermindert de afhankelijkheid van de traditionele drinkwaterbronnen		<b>K2</b>	Vermindering van het traditionele drinkwaterverbruik voorkomt overexploitatie van grondwatervoorraden
	<b>S3</b>	Regenwateropvang en gebruik vermindert het watervolume dat in de stedelijke waterafvoersystemen komt en draagt bij aan een <u>betere waterberging en waterafvoer in stedelijke gebieden</u>		<b>K3</b>	Vermijding van capaciteitsuitbreiding van bestaande drinkwatersystemen bij bijv. bevolkingsgroei in stedelijke gebieden
	<b>S4</b>	Voorgestelde verplichte opvang van de eerste 60 mm regenwater in nieuwbouw in stedelijke gebieden (bijvoorbeeld in Amsterdam)		<b>K4</b>	Toewijzing van overheidsmiddelen om de implementatie van regenwateropvang en -gebruik systemen te vergemakkelijken
<b>Zwaktes</b>	<b>Z1</b>	Lage drinkwaterprijs en geen economische noodzaak om regenwater op te vangen	<b>Bedreigingen</b>	<b>B1</b>	Beslag op schaarse ruimte voor regenwateropslagcapaciteit om de droge periodes aan te kunnen
	<b>Z2</b>	Temporele variabiliteit van het regenwatervolume verlaagt de leveringszekerheid en vereist dubbele waterleidingnetten (regenwater en drinkwater)		<b>B2</b>	Door het hemelwater niet daar waar het valt in de bodem te infiltreren, introduceer je juist op groete schaal droogteproblematiek in de steden
	<b>Z3</b>	Het systeem kan hoge kosten (initiële en operationele inclusief analyses) met zich meebrengen		<b>B3</b>	Verslechtering van de drinkwaterkwaliteit in distributiesystemen door het lagere drinkwatergebruik
	<b>Z4</b>	Traditionele binneninstallaties bevatten geen dubbel waterleidingnetten voor de toevoer van regenwater		<b>B4</b>	Risico van regenwatergebruik voor onbedoelde doeleinden (behalve toiletspoeling en wasmachines) en potentiële gezondheidsrisico's

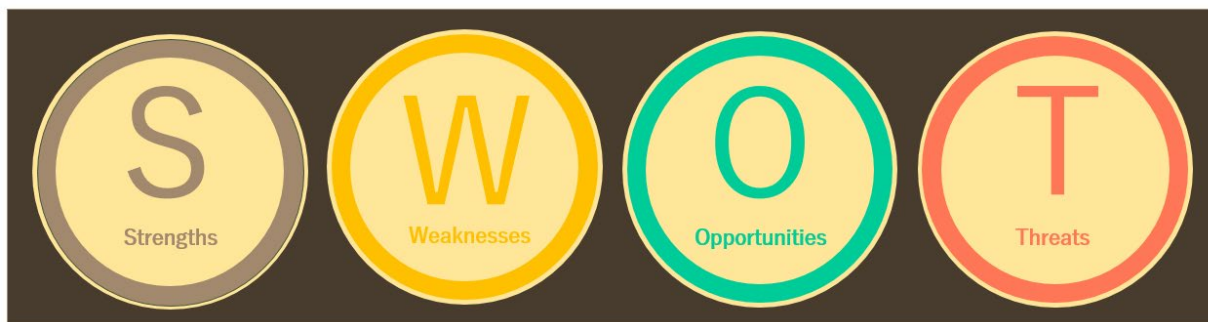
Figuur SWOT analyse – De top belangrijkste aspecten

		Kansen				Bedreigingen				Total	
		K1	K2	K3	K4	B1	B2	B3	B4		
Sterktes	S1	0	++	+	0	0	0	-	0	2	Sterktes
	S2	0	++	0	0	0	0	0	0	2	
	S3	++	0	0	0	0	-	0	0	1	
	S4	++	0	0	++	0	--	0	0	2	
Zwaktes	Z1	0	0	0	+	0	0	0	-	0	Zwaktes
	Z2	0	0	0	++	0	0	-	--	-1	
	Z3	0	0	0	++	0	0	0	--	0	
	Z4	0	0	0	++	0	0	0	--	0	
<b>Total</b>		4	4	1	9	0	-3	-2	-7	<b>Total</b>	
		Kansen				Bedreigingen					

Combinatiescore	Betekenis van de combinatie van twee aspecten
--	Zeer bedreigend - Combinatie van twee aspecten verergert elkaar sterk
-	Bedreigend - Combinatie van twee aspecten verergert elkaar enigszins
0	Neutraal/geen verband - Combinatie van twee aspecten heeft geen effect op elkaar
+	Kansrijk - Combinatie van twee aspecten versterkt elkaar enigszins
++	Zeer kansrijk - Combinatie van twee aspecten versterkt elkaar sterk

Figuur Confrontratiematrix

## Appendix IV GWR scenario SWOT analyse



<b>Sterktes</b>	<b>S1</b>	Grijswater hergebruik vermindert het gebruik van drinkwater	<b>Kansen</b>	<b>K1</b>	Vermindering van het traditionele drinkwaterverbruik voorkomt overexploitatie van grondwater voorraden
	<b>S2</b>	Grijswater hergebruik vermindert de afhankelijkheid van de traditionele drinkwaterbronnen		<b>K2</b>	Vermijding van capaciteitsuitbreiding van bestaande drinkwatersystemen bij bijv. bevolkingsgroei in stedelijke gebieden
	<b>S3</b>	Grijswater hergebruik gaat gepaard met gescheiden sanitatie, wat een effectievere terugwinning van grondstoffen uit afvalwater mogelijk maakt		<b>K3</b>	Toewijzing van overheidsmiddelen om de implementatie van grijswater herbruik systemen te vergemakkelijken
	<b>S4</b>	Het speelt in op toename van het publieke bewustzijn over water- en grondstoffenproblematiek in stedelijke gebieden		<b>K4</b>	Het draagt bij aan SDG's (Sustainable Development Goals) met betrekking tot zowel waterbeheer als circulaire economie
<b>Zwaktes</b>	<b>Z1</b>	Lage drinkwaterprijs en geen (economische) noodzaak om grijswater te hergebruiken	<b>Bedreigingen</b>	<b>B1</b>	Sedimentopbouw en verstopping in rioleringsystemen door geconcentreerd zwart/geel afvalwater
	<b>Z2</b>	Traditionele stedelijke rioleringen zijn niet ontworpen om het geconcentreerde afvalwater te transporteren (het zwarte afvalwater dat ontstaat bij gescheiden inzameling)		<b>B2</b>	Risico van gebruik van grijswater gebruik voor onbedoelde doeleinden (behalve toiletspoeling en wasmachines) & potentiële gezondheidsrisico's bij kruisconnecties tussen
	<b>Z3</b>	Het systeem kan hoge kosten (initiële en operationele inclusief analyses) met zich meebrengen		<b>B3</b>	Verslechtering van de drinkwaterkwaliteit in distributiesystemen door het lagere drinkwatergebruik
	<b>Z4</b>	Traditionele binneninstallaties bevatten geen dubbel waterleidingnetten voor de toevoer van zuiverd grijswater		<b>B4</b>	De menselijke factor: het gebruik van het systeem i.e. hoe krijg je het geaccepteerd zodat het goed gebruikt wordt

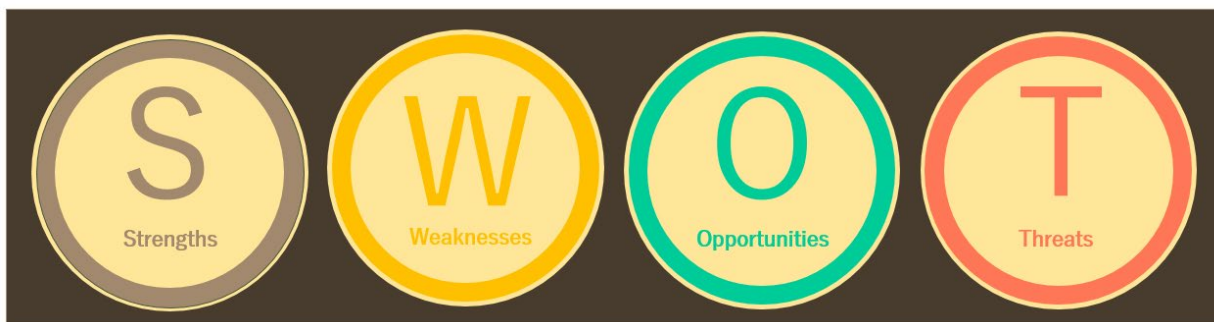
Figuur SWOT analyse – De top belangrijkste aspecten

		Kansen				Bedreigingen				Total	
		K1	K2	K3	K4	B1	B2	B3	B4		
Sterktes	S1	++	+	0	+	--	0	--	0	0	Sterktes
	S2	++	0	0	++	0	0	0	0	4	
	S3	0	0	++	++	--	0	0	-	1	
	S4	0	0	+	+	0	0	++	++	6	
Zwaktes	Z1	0	0	++	+	0	0	0	0	3	Zwaktes
	Z2	0	0	+	0	--	0	0	0	-1	
	Z3	0	0	++	0	0	0	0	0	2	
	Z4	0	0	++	0	0	--	0	--	-2	
<b>Total</b>		4	1	9	7	-6	-2	0	-1	<b>Total</b>	
		Kansen				Bedreigingen					

Combinatiescore	Betekenis van de combinatie van twee aspecten
--	Zeer bedreigend - Combinatie van twee aspecten verergert elkaar sterk
-	Bedreigend - Combinatie van twee aspecten verergert elkaar enigszins
0	Neutraal/geen verband - Combinatie van twee aspecten heeft geen effect op elkaar
+	Kansrijk - Combinatie van twee aspecten versterkt elkaar enigszins
++	Zeer kansrijk - Combinatie van twee aspecten versterkt elkaar sterk

Figuur Confrontatie matrix

## Appendix V ECO scenario SWOT analyse



<b>Sterktes</b>	<b>S1</b>	Toepassing van ultra-waterbesparende huishoudelijke apparaten vermindert het gebruik van drinkwater	<b>Kansen</b>	<b>K1</b>	Vermindering van het traditionele drinkwaterverbruik voorkomt overexploitatie van grondwatervoorraden
	<b>S2</b>	Toepassing van ultra-waterbesparende huishoudelijke apparaten beperkt de verdunning van afvalwater, wat een effectieve terugwinning van grondstoffen uit afvalwater mogelijk maakt		<b>K2</b>	Waterbesparing gaat samen met inzameling van geconcentreerder afvalwater en vergroot de mogelijkheden van resource recovery
	<b>S3</b>	Toepassing van ultra-waterbesparende huishoudelijke apparaten vermindert de afhankelijkheid van de traditionele drinkwaterbronnen		<b>K3</b>	Vermijding van capaciteitsuitbreiding van bestaande drinkwatersystemen en riolerings- en afvalwaterzuiveringsystemen bij bijv. bevolkingsgroei in stedelijke gebieden
	<b>S4</b>	Stedelijk gebied met een hoge bevolkingsdichtheid biedt een groot potentieel voor de toepassing van waterbesparende apparatuur		<b>K4</b>	Toewijzing van overheidsmiddelen om de implementatie van grijswater herbruik systemen te vergemakkelijken
<b>Zwaktes</b>	<b>Z1</b>	Lage drinkwaterprijs en geen economische noodzaak	<b>Bedreigingen</b>	<b>B1</b>	Sedimentopbouw en verstopping rioleringsystemen door geconcentreerder afvalwater
	<b>Z2</b>	Initiële investering voor aanpassingen in de woningen		<b>B2</b>	Verslechtering van de drinkwaterkwaliteit in distributiesystemen door het lagere drinkwatergebruik
	<b>Z3</b>	Potentiële gezondheidsrisico's door recirculatie van water (bij bijv. recirculerende douches)		<b>B3</b>	De menselijke factor: het gebruik van het systeem i.e. hoe krijg je het geaccepteerd zodat het goed gebruikt wordt

Figuur SWOT analyse – De top belangrijkste aspecten

		Kansen				Bedreigingen			Total	
		K1	K2	K3	K4	B1	B2	B3		
Sterktes	S1	++	++	+	+	--	-	0	5	Sterktes
	S2	++	++	0	0	--	0	0	2	
	S3	++	0	0	0	0	0		2	
	S4	0	0	+	++	0	0	0	3	
Zwaktes	Z1	0	0	0	+	0	0	0	1	Zwaktes
	Z2	0	0	0	++	0	0	0	2	
	Z3	0	0	0	0	0	0	--	-2	
<b>Total</b>		6	4	2	6	-4	-1	-2	<b>Total</b>	
		Kansen				Bedreigingen				

Combinatiescore	Betekenis van de combinatie van twee aspecten
--	Zeer bedreigend - Combinatie van twee aspecten verergert elkaar sterk
-	Bedreigend - Combinatie van twee aspecten verergert elkaar enigszins
0	Neutraal/geen verband - Combinatie van twee aspecten heeft geen effect op elkaar
+	Kansrijk - Combinatie van twee aspecten versterkt elkaar enigszins
++	Zeer kansrijk - Combinatie van twee aspecten versterkt elkaar sterk

Figuur Confrontatie matrix



## Appendix VI KWGs scenario SWOT analyse



<b>Sterktes</b>	<b>S1</b>	Voedselvermalers zorgen voor een vermindering van het stedelijk afvaltransport	<b>Kansen</b>	<b>K1</b>	Inzameling van geconcentreerder afvalwater met meer nutriënten en daarmee meer mogelijkheden voor resource recovery
	<b>S2</b>	Voedselvermalers verhogen de resource concentraties in afvalwater		<b>K2</b>	Het draagt bij aan SDG's (Sustainable Development Goals) met betrekking tot zowel waterbeheer als circulaire economie
	<b>S3</b>	Voedselvermalers verhogen de hygiënische condities van het huishoudelijk afval inzamelproces		<b>K3</b>	Stedelijk gebied met een hoge bevolkingsdichtheid bied een groot potentieel voor voedselvermalers
	<b>S4</b>	Voedselvermalers voorkomen dat grof voedselafval in stedelijke rioleringen terechtkomt		<b>K4</b>	Toewijzing van overheidsmiddelen om de implementatie van grijswater hergebruik systemen te vergemakkelijken
<b>Zwaktes</b>	<b>Z1</b>	Initiële investering voor aanpassingen in de woningen	<b>Bedreigingen</b>	<b>B1</b>	Sedimentopbouw en een verstopping in de huisaansluiting of hoofdriool
	<b>Z2</b>	Traditionele stedelijke rioleringen zijn niet ontworpen om het geconcentreerde afvalwater te transporteren, wat ontstaat door toepassing van voedselvermalers		<b>B2</b>	Ongecontroleerde methaan en andere broeikasgasontwikkeling in het rioelstelsel met emissies
	<b>Z3</b>	Wettelijk verboden voedselresten op riool te lozen		<b>B3</b>	De menselijke factor: het gebruik van het systeem i.e. hoe krijg je het geaccepteerd zodat het goed gebruikt wordt

Figuur SWOT analyse – De top belangrijkste aspecten

		Kansen				Bedreigingen			Total	
		K1	K2	K3	K4	B1	B2	B3		
Sterktes	S1	0	0	+	++	0	0	0	3	Sterktes
	S2	++	+	0	0	--	--	-	-2	
	S3	0	0	0	0	0	0	0	0	
	S4	0	0	0	0	+	0	0	1	
Zwaktes	Z1	0	0	-	+	0	0	0	0	Zwaktes
	Z2	0	0	0	0	--	--	-	0	
	Z3	0	0	0	0	0	0	--	-2	
<b>Total</b>		2	1	1	2	-3	-4	-4	<b>Total</b>	
		Kansen				Bedreigingen				

Combinatiescore	Betekenis van de combinatie van twee aspecten
--	Zeer bedreigend - Combinatie van twee aspecten verergert elkaar sterk
-	Bedreigend - Combinatie van twee aspecten verergert elkaar enigszins
0	Neutraal/geen verband - Combinatie van twee aspecten heeft geen effect op elkaar
+	Kansrijk - Combinatie van twee aspecten versterkt elkaar enigszins
++	Zeer kansrijk - Combinatie van twee aspecten versterkt elkaar sterk

Figuur Confrontatie matrix