



BTO 2019.049 | November 2019

BTO rapport

AMVD model
duininfiltratie en
freatische winningen,
update 2019

BTO

AMVD model duininfiltratie en freatische winningen, update 2019

BTO 2019.049 | juli 2019

Opdrachtnummer

402045-037

Projectmanager

M. Hootsmans

Opdrachtgever

BTO - Thematisch onderzoek - Hygiëne en veiligheid

Kwaliteitsborger(s)

Dr. G.J. (Gertjan) Medema

Auteurs

Dr. ir. E.J.M. (Mirjam) Blokker, B. (Bram) Hillebrand,
MSc., Dr. E. (Edu) Dorland, Drs. M.W.A. (Martin) de
Haan

Verzonden aan

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten.
Een jaar na publicatie is het openbaar.

Jaar van publicatie
2019

Meer informatie

dr. ir. E.J.M. Blokker
T 533
E mirjam.blokker@kwrwater.nl

Keywords

Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl



Watercycle
Research
Institute

BTO 2019.049 | juli 2019 © KWR

Alle rechten voorbehouden.

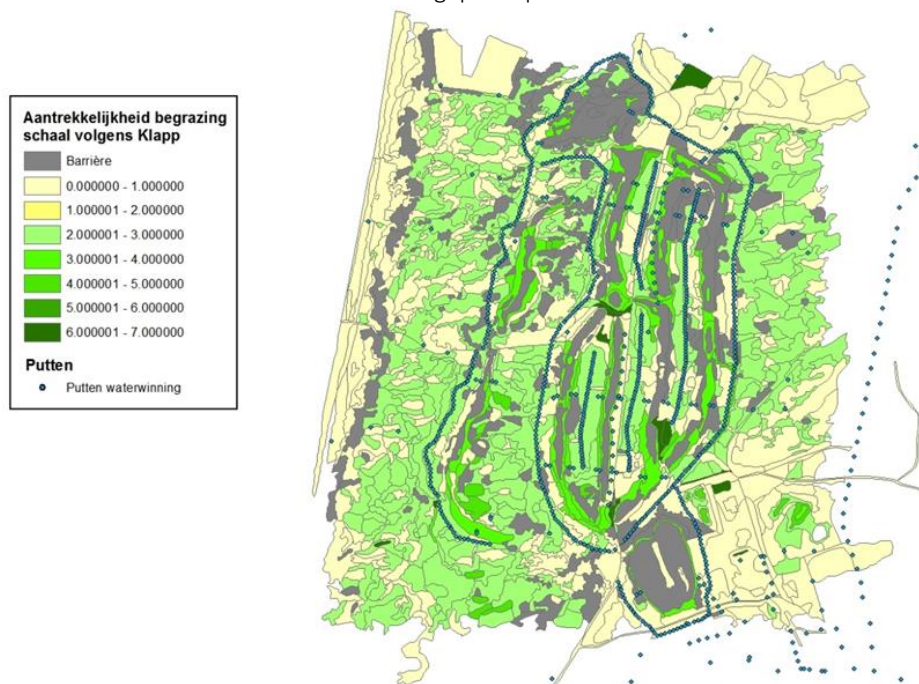
Niets uit deze uitgave mag worden vervaelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

BTO Managementsamenvatting

Geüpdatet model voor AMVD kwetsbare freatische grondwaterwinningen

Auteur(s) dr.ir. E.J.M. (Mirjam) Blokker, drs. B. (Bram) Hillebrand, Dr. E. (Edu) Dorland, Drs. M.W.A. (Martin) de Haan

In 2012 is een model opgesteld om de risico's van doorslag van pathogenen afkomstig van grote grazers en recreanten te berekenen voor duinpassage, als basis voor de analyse microbiologische veiligheid drinkwater (AMVD). Sinds 2012 zijn met name binnen DPWE en BTO aspecten van de AMVD onderzocht die het model mogelijk kunnen verbeteren. De ruimtelijke verdeling van de mestdepositie door grazers is een belangrijke modelparameter; mestdepositie op basis van begrazing gerelateerd aan vegetatieklassen biedt een meer representatieve en locatiespecifieke basis voor deze modelparameter. Ook de retentie van pathogenen in de onverzadigde zone blijkt een groot effect te hebben op het berekende risico. Dit proces wordt in het BTO 2018-2019 verder onderzocht en gekwantificeerd. Daarna kan een verbeterd model van de onverzadigde zone worden opgenomen in het AMVD-model. Het aantal pathogenen in de mest, de inspoeling van maaiveld naar onverzadigde zone en het transport door de verzadigde zone geven geen aanleiding tot modelaanpassingen. Het ge-update model zal in BTO 2019-2020 worden toegepast op een casestudie.



Ligging van de puttenstrengen in relatie tot de aantrekkelijkheid van de omringende vegetatie voor begrazing

Belang: AMVD van kwetsbare winningen heeft een modelaanpak

Een analyse microbiologische veiligheid drinkwater (AMVD) betekent een inschatting maken van pathogenen in de bron en van de verwijdering van die pathogenen in bodem en zuivering. Omdat het over

lage concentraties gaat, bestaat een AMVD vaak uit een (conceptueel) model en metingen van indicatororganismen. Pathogenen zelf worden nauwelijks gemeten.

Dit geldt ook voor AMVD's van kwetsbare freatische grondwaterwinningen. Zulke AMVD's bestaan uit

verschillende modules: 1) pathogenen op het maaiveld (in mest), 2) inspoeling met regen, 3) verwijdering in de onverzadigde zone, 4) verwijdering in de verzadigde zone, 5) menging van putten. Het totale risico wordt bepaald uit de risico's van alle deelprocessen samen. Vermenigvuldigen van de *worst case* van alle modules geeft een overschatting van het risico: met een stochastisch model en zo goed mogelijke input is te schatten of en hoe vaak hoge risico's voorkomen.

Aanpak: voortbouwen op model 2012 en nieuwe kennis uit het BTO

Binnen het BTO is in 2012 een model voor duinpassage opgesteld (BTO 2012.015 *Gezondheidsrisico's van fecale verontreiniging in waterwingebieden*) dat de risico's berekent van doorslag van pathogenen afkomstig van grote grazers en recreanten, als basis voor de AMVD. In dit numerieke model is alle relevante kennis van alle deelprocessen uit de (inter)nationale literatuur bij elkaar gebracht. Het rapport uit 2012 bevat ook aanbevelingen welke deelprocessen nog beter moesten worden onderzocht.

De aanbevolen deelprocessen zijn in de afgelopen jaren onderzocht binnen DPWE en BTO. Ook daarbuiten is onderzoek gedaan dat raakt aan het AMVD-model. Deze nieuwste kennis is nu toegevoegd aan het bestaande model, waarna is bepaald of en hoe deze kennis het model verbetert. Hiervoor is in eerste instantie een gevoeligheidsanalyse gebruikt, gericht op het effect van de nieuwe aanpak in een deelproces op het totale risico. Toepassing en een beperkte validatie van het model worden in een later stadium opgepakt.

Resultaten: nieuw model mestdepositie en behoefte aan nieuw model onverzadigde zone

De ruimtelijke verdeling van de mestdepositie door grazers is een belangrijke modelparameter; door deze parameter te relateren aan mestdepositie op basis van begrazing gerelateerd aan vegetatieklassen ontstaat een representatievere en locatiespecifieke basis voor deze modelparameter. De invloed van het mestdepositiemodel is getoetst op één locatie en toegepast op een andere locatie. De berekende pathogenenconcentratie als gevolg van mestdepositie op basis van vegetatie is vergeleken met de berekende mestdepositie bij een lukrake mestverdeling over het

puttenveld. Het verschil is circa een factor 1000. Het is dus belangrijk om de mestverdeling zo goed mogelijk te beschrijven.

Na een regenbui kunnen pathogenen in de onverzadigde zone maanden overleven en dan alsnog uitspoelen naar de verzadigde zone. Het huidige model gaat uit van een bepaalde verwijderingscapaciteit van de onverzadigde zone, maar retentie van pathogenen in de onverzadigde zone blijkt een groot effect te hebben op het berekende risico. Dit proces wordt in het BTO 2018-2019 uitgebreid onderzocht, om het via een modelbeschrijving te kunnen kwantificeren. Daarna kan een verbeterd model worden opgenomen in het AMVD-model.

Drie aspecten leiden *niet* tot modelaanpassingen, ofwel omdat er geen nieuwe informatie is, ofwel omdat hun invloed op het berekende risico beperkt is, namelijk a) het aantal pathogenen in de mest, b) de inspoeling van maaiveld naar onverzadigde zone en c) transport door de verzadigde zone.

Implementatie: AMVD uitvoeren en effect van beheermaatregelen doorrekenen

Met het AMVD-model kan het risico van kwetsbare freatische grondwaterwinningen worden berekend en het effect van specifieke maatregelen worden bepaald. Het model uit 2012 liet zien wat de bijdrage was van afrastering rond de winputten. Met het model uit 2019 kunnen ook maatregelen zoals andere vegetatie of het verhogen van de grondwaterstand worden doorgeerekend.

AMVD's worden niet dagelijks uitgevoerd en de deelprocessen zijn behoorlijk complex en vergen veel locatiespecifieke informatie. Aanbevolen wordt om het model niet uit te werken tot gebruiksvriendelijke software. Waterbedrijven hebben via KWR toegang tot de laatste versie van het model en kunnen de AMVD uitvoeren samen met KWR-onderzoekers. In 2019-2020 zal het model worden toegepast op twee case studies en gevalideerd.

Rapport

Dit onderzoek is beschreven in het rapport *AMVD model duininfiltratie en freatische winningen, update 2019* (BTO 2019.049).

Jaar van publicatie
2019

Meer informatie

dr. ir. E.J.M. (Mirjam) Blokker
T 533
E mirjam.blokker@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl



BTO 2019.049 | November 2019 ©

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

Inhoud

1	Inleiding	4
1.1	Aanleiding en doel AMVD in BTO 2018	4
1.2	Aanleiding en doel “AMVD van kwetsbare freatische grondwaterwinningen”	4
1.3	Opbrengsten	5
1.4	Aanpak	5
1.5	Leeswijzer	6
2	Eisen aan het AMVD model	7
2.1	Inleiding	7
2.2	Per bedrijf	7
2.3	Samenvatting eisen aan AMVD model	8
3	Stand van zaken kennis en modellen	10
3.1	Inleiding	10
3.2	Mestdepositie en pathogenen in de mest	10
3.3	Inspoeling van de mest en micro-organismen	12
3.4	Transport door de onverzadigde zone	13
3.5	Transport door de verzadigde zone	15
3.6	Risicobeoordeling	16
4	Modelontwikkeling	18
4.1	Samenvatting	18
4.2	Ruimtelijke resolutie	18
4.3	Mestdepositie	20
4.4	Mestuitspoeling	30
4.5	Model regenval	32
4.6	Verwijdering in de onverzadigde zone	34
4.7	Verwijdering door de verzadigde zone	35
4.8	Conclusie	36
5	Discussie en aanbevelingen verder onderzoek	38
5.1	Discussie modelontwikkeling	38
5.2	Validatie	38
5.3	Mogelijkheden tot verbetering van geschatte mestdepositie	40
5.4	Aanbevelingen vervolg	41
6	Referenties	42

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel AMVD in BTO 2018

Distributie van drinkwater zonder chloor is het visitekaartje van de Nederlandse drinkwaterbedrijven en is mogelijk door de uitzonderlijk hoge kwaliteit van het geproduceerde drinkwater. Microbiologische veilig drinkwater is daarbij een voorwaarde voor een goede volksgezondheid. Zelfs bij concentraties ziekteverwekkende micro-organismen (pathogenen) onder de meetgrens kan het risico voor de volksgezondheid onacceptabel zijn. Drinkwaterbedrijven passen daarom meerdere barrières toe bij de zuivering van oppervlaktewater. Een afgewogen keuze van barrières is nodig om onnodige kosten en milieubelasting te voorkomen. Sinds 2001 zijn drinkwaterbedrijven verplicht om middels een AMVD (analyse microbiologische veiligheid drinkwater) aan te tonen dat het drinkwater voldoet aan de wettelijke grenswaarde voor het infectierisico van 1 infectie per 10.000 personen per jaar.

De huidige Inspectierichtlijn AMVD wordt momenteel herzien en omgevormd tot de Leidraad AMVD. De ervaringen van de drinkwaterbedrijven en internationaal wetenschappelijk onderzoek op het vlak van quantitative microbial risk assessment (QMRA) worden daarin verwerkt. In dit project wordt bijgedragen aan dit proces en wordt de benodigde kennis voor het uitvoeren van de AMVD ontsloten of ontwikkeld. Door het verkennen, ontwikkelen en toepassen van nieuwe inzichten wordt steeds de meest actuele kennis ingezet voor de borging van microbiologisch veilig drinkwater. Dit rapport gaat specifiek over de AMVD van kwetsbare freatische grondwaterwinningen.

1.2 Aanleiding en doel “AMVD van kwetsbare freatische grondwaterwinningen”

Bodempassage vormt voor veel bedrijven een belangrijke barrière tegen pathogenen. Bij kwetsbare freatische grondwaterwinningen vormt de onverzadigde zone een barrière tegen pathogenen vanaf maaiveld. Bij de freatische kalksteenwinningen van WML vindt de grootste verwijdering plaats in de humusrijke toplaag, doordat de verwijdering in het onderliggende kalksteen beperkt is. WML heeft ook enkele kwetsbare freatische zandwinningen. Een aantal drinkwaterbedrijven maakt gebruik van duinpassage om het drinkwater te zuiveren. Deze infiltrerende systemen zijn zeer effectief voor de verwijdering van fecale pathogenen en in het gewonnen water zijn de indicatorbacteriën *E. coli* en *enterococci* in principe afwezig. Soms worden toch *E. coli* bacteriën aangetroffen in het onttrokken duininfiltraat of het grondwater. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door doorslag van *E. coli* bacteriën vanaf het maaiveld naar het grondwater. Doorslag vindt in deze situaties met name plaats bij hevige regenval als feces op het maaiveld nabij de winmiddelen aanwezig zijn. Een betrouwbare bepaling van het jaarlijkse infectierisico als gevolg van deze condities is niet mogelijk, omdat de aanwezigheid van pathogenen in de feces, de verspreiding daarvan in het wingebied en de verwijdering tijdens bodempassage niet direct kunnen worden gemeten. Wel kunnen gegevens over het voorkomen van pathogenen in de feces en verwijdering tijdens bodempassage uit literatuur en eerdere studies worden gebruikt om een schatting van het infectierisico te maken.

In 2012 is voor duinpassage een model opgesteld om de risico's van doorslag van pathogenen te kunnen berekenen en zo in kaart te brengen (Hijnen et al. 2012). In 2014 is dit model in DPWE-verband aangevuld met nieuwe gegevens (Penders et al. 2015). Het model berekent de concentratieverdeling van de verschillende pathogenen in het onttrokken water

als basis voor de berekening van het infectierisico in de AMVD. De modellen zijn eerder toegepast op de duinwaterwinning van PWN nabij Castricum (ICAS).

In de tussenliggende periode is dus op meerdere vlakken onderzoek uitgevoerd en met de resultaten daarvan kan het AMVD model naar verwachting worden aangevuld en verbeterd (o.a. verspreiding mest van grazers; DNA merkers voor identificatie fecale besmettingsbronnen; *E. coli* groei in zand). Ook komen uit de lopende speerpuntonderzoeken en onderzoeken van 2018 extra gegevens beschikbaar waarmee het model verbeterd kan worden (o.a. transport en retentie van *E. coli* en *enterococci* in de onverzadigde zone in duingebied, oorzaak indicatororganismen na duinfiltratie en mechanismen en kwantificering herbesmetting duin). Daarnaast kan worden bekeken in hoeverre de onderzoeken in duingebieden vertaald kunnen worden naar andere zandgebieden.

De beschreven modellen zijn nog niet eerder gevalideerd met echte monitoringsgegevens van *E. coli* en *enterococci* uit het beschreven gebied. Ook hiervoor moet aandacht komen in dit project.

Binnen dit project zijn in fase 1 de laatste resultaten uit de internationale literatuur en onderzoek van KWR opgenomen in het model en wordt zowel de locatie van PWN als één of meerdere nieuwe locaties doorgerekend. Mogelijkheden zijn bijvoorbeeld Evides (Ouddorp), Dunea of de kalksteenwinningen van WML.

1.3 Opbrengsten

Het onderzoeksproject heeft tot doel de meest actuele kennis en methoden beschikbaar te maken voor efficiënte borging van microbiologisch veilig drinkwater.

De specifieke opbrengst van dit deel van het project is een verbeterd model om de risico's als gevolg van besmetting van grondwater vanaf maaiveld te kwantificeren. Het model kan worden gebruikt om effecten van maatregelen (bv begrazing) of veranderingen (bv klimaatverandering) te voorspellen en daarmee beslissingen te ondersteunen.

1.4 Aanpak

Om de aangegeven doelen te bereiken zijn omvangrijke, meerjarige projecten nodig. Deze zijn opgedeeld in meerdere activiteiten die ieder een deelresultaat opleveren. In 2018 is gestart met het uitbreiden van het model van 2012/2014, op basis van (nieuwe) wetenschappelijke literatuur en KWR-onderzoeken. Daarbij is getoetst dat het model toepasbaar was op de bekende locatie (ICAS van PWN). Deze stap is in feite onderdeel van het ontwikkelproces. Het is niet zozeer bedoeld om de resultaten voor ICAS te tonen, als wel om te tonen dat het model werkt op echte data en de echte data kan worden gebruikt voor een gevoeligheidsanalyse.

In 2019 zal het model worden toegepast op nieuwe locaties. Daarna zal de validatie van het model worden onderzocht. In dit rapport wordt in aanloop daarnaartoe een inventarisatie gedaan van mogelijkheden voor een goede validatie. Er wordt een aanbeveling gedaan voor de methode van valideren en de locatie. Nadat het model gevalideerd is kan het model echt worden gebruikt om vragen te beantwoorden zoals "welke factoren dragen het meest bij aan een verhoogd risico?" en "welke maatregelen kan een waterbedrijf nemen zodat nu en in de toekomst het risico wordt beperkt?"

1.5 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft een overzicht van de eisen aan het ge-update model, op basis van vragen van een aantal waterbedrijven en het projectplan. Hoofdstuk 3 geeft een overzicht van de nieuwe kennis die sinds 2012 (Hijnen et al. 2012) is ontwikkeld in het BTO en de internationale literatuur, en of dit leidt tot een mogelijkheid om het oude model te verbeteren. In hoofdstuk 4 worden de in hoofdstuk 3 geïdentificeerde modelontwikkelingen uitgewerkt, en wordt een gevoeligheidsanalyse gedaan. Op basis hiervan kan worden ingeschat wat de bijdrage is van de modelontwikkeling op verschillende aspecten. De aspecten die maar een kleine invloed hebben op de berekende resultaten hoeven niet verder onderzocht te worden. Het rapport eindigt (hoofdstuk 5) met een discussie en aanbevelingen voor het vervolg van het project.

2 Eisen aan het AMVD model

2.1 Inleiding

In dit project wordt het stochastische model dat in 2012 is ontwikkeld voor de AMVD van winningen in de duinen tegen het licht gehouden van de nieuwste kennis. Een van de belangrijke aspecten voor de beoordeling van het model is welk doel het model moet dienen, of welke vragen eindgebruikers (of opdrachtgevers van KWR die het model zullen toepassen) aan “het model” willen stellen. Bijvoorbeeld, er zijn bepaalde veranderingen in ecologisch beheer, of in de infrastructuur waarvan men wil weten wat het effect is. Dan kan aan het model worden gevraagd: verandert het risico hierdoor?

Op basis van een aantal gesprekken en informatie-uitwisselingen is geconcludeerd dat het BTO-project van belang is als kennisborging van wat we intussen allemaal weten, en welke kennis nog ontbreekt. Daarvoor is het van belang om niet alleen de projecten die KWR heeft uitgevoerd samen te vatten, maar ook bij de bedrijven op te halen wat er zoal gedaan is, en welke inzichten dat heeft opgeleverd.

In dit hoofdstuk is voor de drie duinwaterbedrijven samengevat welke vragen actueel zijn, welke kennis er al is, en welke onderzoeken nu lopen. In de bijlagen staat nog wat meer achtergrondinformatie.

2.2 Per bedrijf

2.2.1 PWN

De belangrijkste vragen bij PWN (bijlage I) zijn:

- Hoe kunnen incidenten (aantreffen van indicatororganismen) effectiever worden onderzocht, zodat de oorzaak gevonden kan worden en de juiste maatregelen getroffen kunnen worden? En ook (op de langere termijn) geleerd kan worden van de incidenten en algemene maatregelen getroffen kunnen worden.
- Wat is de betekenis van de coliformen als indicator? In hoeverre geven ze een goede waarschuwing, of een vals-positief signaal?
- Kan daarbij ook gebruik worden gemaakt van de (transport)eigenschappen van verschillende indicatoren? Wanneer *enterococci* langzamer door de bodem worden getransporteerd dan *E. coli*, kan dit gegeven mogelijk leiden tot een betere indicatie van de start van de besmetting.
- Belangrijk is dat transport door de onverzadigde zone beter begrepen wordt; lopende BTO- en DPWE-onderzoek moet daaraan bijdragen.
- Welke maatregelen zijn noodzakelijk? Wat kan PWN reguleren aan begrazing? Hoeveel gronddekking is er nodig? Welke onttrekkingsdebiet, i.c.m. grondwaterstand en benodigde minimale reistijd, is acceptabel? Is het zinvol om de grondwaterstand te verlagen (de onverzadigde zone te vergroten) en tot hoever zou dat dan moeten? Moeten we debietschakelingen (en daarmee grondwaterstandsveranderingen) proberen te voorkomen, of is geleidelijk veranderen beter dan huidig?

2.2.2 Dunea

De vragen Dunea heeft is: welke mechanismen van herbesmetting van duinwater kunnen het aantreffen van het fecale indicatororganisme *E. coli* in onttrokken duinfiltraat bij Dunea verklaren? Kan de mate van herbesmetting worden gekwantificeerd? En hoe kan

herbesmetting worden verminderd/vermeden/voorkomen? In BTO BO 2018 'Mechanismen en kwantificeren herbesmetting Duin' (Dunea) worden drie hypothesen m.b.t. mechanismen van herbesmetting onderzocht (hoofdstuk 3.4). In DPWE 2018 'Opbouw en remobilisatie van bacteriën in de onverzadigde zone' wordt onderzocht of de lange overleving van *E. coli* zoals deze gevonden is bij PWN ook bij Dunea geldt.

Een model zou mogelijk kunnen helpen meer inzicht te geven in het effect van locatiespecifieke omstandigheden en maatregelen:

- effecten van de huidige terreininrichting op de aanwezigheid van kortsluitstromingen (zoals grove begroeiing; struiken, kleine bomen en riet, en terreinoneffenheden / heuvels) in combinatie met hydrofobie in de nabijheid van de winputten.
- Veranderingen in waterstroming, hetzij door zware neerslag of door een verhoging van de grondwaterspiegel.

2.2.3 Evides

Bij Evides speelt de vraag naar begrazing bij Sint Janssteen (Zeeuws Landschap).

- Welke pathogeenconcentratie komt de zuivering in, met en zonder begrazers? Koeien of schapen, ook kalveren?
- Is het mogelijk om het gebied op te delen in 'kwetsbaar' en niet kwetsbaar?
- Welk pad is leidend? In de zomer is geen sprake van infiltratie, maar er is dan wel mestophoping; kan die dan opeens doorschieten in het water?
- Het waterniveau schommelt behoorlijk tussen de seizoenen, is dat een probleem?

2.2.4 KWR

Vraag van Patrick Smeets (n.a.v. Evides): wat zou je voor indicatororganismen verwachten, hoe zou je die moeten monitoren?

In dit stadium van het onderzoek zijn specifiek de duinwaterbedrijven om input gevraagd; in vervolgonderzoek wordt het model ook bij WML toegepast, en zullen vragen die daaruit naar voren komen worden toegevoegd aan bovenstaande punten.

2.3 Samenvatting eisen aan AMVD model

2.3.1 Doel van het project

Belangrijkste doel van het lopende project is om net zoals in 2012 alle kennis bij elkaar te brengen, met de focus op de nieuwe kennis sinds 2012. Dit betekent in elk geval een vernieuwd conceptueel model met de meest recente inzichten en gegevens. Om goed te kunnen schatten welke aspecten in een verbeterd model meer van belang zijn dan anderen (of meer bijdragen aan de modelresultaten) is het noodzakelijk om in een gevoeligheidsanalyse de bijdrage van alle aspecten te kwantificeren. Dit kan middels het ontwikkelen van deelmodellen, een heel nieuw numeriek model is niet noodzakelijk.

2.3.2 Resultaten van het model

Het model geeft een waarschijnlijkheidsverdeling van de concentratie van de gekozen pathogenen in het ruwe water (van het hele winveld). Daarmee kan het risico op niet voldoen aan de eisen van de AMVD worden geschat.

Scenariostudies: door het model nogmaals te runnen waarbij bepaalde maatregelen in ogenschouw worden genomen kan bepaald worden wat het effect is van de maatregelen op het (verlagen van het) risico. Typische maatregelen waaraan gedacht wordt zijn afrastering en verlagen van de grondwaterstand, het voor publiek openstellen of afsluiten van terreinen, en veranderingen van vegetatie.

Kans op positief monster *E. coli* of *enterococci* in ruw water: er is een wens om de modelresultaten te vergelijken met metingen in het ruwe water. Op basis van het geschatte risico kan met een model worden bepaald hoe groot de kans is dat bij monsternamen een positief monster wordt gevonden. De overleving in de mest, en transport door onverzadigde en verzadigde zone verschilt per organisme. De berekende concentratie kan dus anders zijn voor een indicatororganisme dan voor een pathogeen. Daartoe zou het model uitgebreid moeten worden met 1) een waarschijnlijkheidsverdeling van uitslagen van (grootvolume) monsters en 2) de berekening voor een indicatororganisme in plaats van de pathogeen.

Risicovolle situaties: ook zou het model snel inzicht moeten geven onder welke omstandigheden (afstand tot de put bijv.) bepaalde (hoge) risico's optreden.

2.3.3 Gebruikersinterface

Omdat het model slechts af en toe toegepast zal worden, is het niet nodig dat er een zeer gebruiksvriendelijke grafische schil om het model heen zit. Een onderzoeker van KWR die Matlab kent en bekend is met AMVD moet het model kunnen toepassen op vragen uit de bedrijfstak; de onderzoeker is dan de gebruikersinterface. Op een later moment kan dit uitgangspunt heroverwogen worden.

Belangrijk is wel dat locatiespecifieke data kan worden ingevoerd:

- Type pathogenen, indicatororganisme, en type mest (mensen, dieren).
- Verspreidingsgegevens van dieren en recreanten, incl. eventuele afrasteringsmaatregelen.
- Tijdreeks regenval.
- Gebiedseigen parameters m.b.t. onverzadigde zone (o.a. grondwaterstand, type beplanting).
- Gebiedseigen parameters m.b.t. verzadigde zone (o.a. korrelgrootte van het zand).
- Onttrekkingsdata: debiet, aantal putten.
- Binnen een gebied is het mogelijk om specifieke ruimtelijke verdeling van onttrekking, onverzadigde en verzadigde zone mee te nemen.

Gemeten indicatororganismen zijn geen inputparameter. De metingen kunnen wel vergeleken worden met de modeluitkomsten, zie § 2.3.4.

2.3.4 Validatie van het model

Hijnen et al. (2012) en Penders et al. (2015) hebben hetzelfde gebied gemodelleerd (ICAS, maar niet met name genoemd toen) en in de publicatie van 2015 zijn beide modelresultaten vergeleken. In dit project wordt hetzelfde gebied met een vernieuwd model doorgerekend. De moeilijkheid is dat de modellen nog niet gevalideerd zijn, en ook niet direct aan de werkelijkheid te toetsen zijn, en er dus geen conclusie getrokken kan worden of het vernieuwde model ook een verbetering is.

Een belangrijke stap in dit project is dan ook om na te denken over hoe het model gevalideerd kan worden. Toepassing van het model wordt waardevoller als het model gevalideerd is. Gemeten indicatororganismen kunnen wel vergeleken worden met de modeluitkomsten. Daarbij zijn de sporadisch positieve monsters zoals die nu worden gevonden mogelijk te beperkt voor een goede validatie.

3 Stand van zaken kennis en modellen

3.1 Inleiding

In het BTO-project van 2012 (Hijnen et al. 2012) is alle kennis die toen beschikbaar was samengebracht in een rapport en in een model. In 2015 is een aangepast model gemaakt en vergeleken met het model uit 2012 (Penders et al. 2015). In dit hoofdstuk wordt een samenvatting gegeven van de kennis anno 2018 die ofwel een effect hebben op de invoer van het model ofwel op het model zelf. Dat laatste betekent dat er mogelijk een verdere modelontwikkeling nodig is om de laatste kennis in het AMVD model te incorporeren. Er wordt vaak gerefereerd aan het model, en daarmee wordt bedoeld zowel het model (2012) als de kennis die in het rapport is samengevat.

3.2 Mestdepositie en pathogenen in de mest

3.2.1 Mestdepositie

In Tabel 1 zijn de verschillende aanpakken in het (BTO)model van 2012 en (DPWE)model van 2015 samengevat.

Uit de eerdere onderzoeken is gebleken dat de afstand van de mest tot de put een belangrijke parameter is i.v.m. de verwijderingscapaciteit van de verzadigde zone. Dit betekent dat hoe dichter de mest bij de winput ligt hoe groter het potentiële risico, en vanaf een bepaalde afstand is het risico verwaarloosbaar. In de modelaanpak van 2012 is het gehele wingebied gemodelleerd, waarbij het wingebied in cellen van bijvoorbeeld 1 x 1 meter is ingedeeld. Daarbij was de rekencapaciteit van de computer een beperkende factor, waardoor een ruimtelijke resolutie van 4 x 4 meter de kleinste was die doorgerekend kon worden. Dit terwijl vanuit de meeste cellen het berekende risico op 0 (of verwaarloosbaar klein) uitkomt. Mogelijk kan een hogere ruimtelijke resolutie worden gehaald door alleen de locaties die tot een potentieel risico leiden in de berekening mee te nemen.

In 2012 is een random verdeling van mestdepositie over het hele gebied aangenomen. Er bleek dat deze parameter de grootste invloed had op het berekende risico. Het is dus belangrijk om de ruimtelijke verdeling van de mestdepositie zo goed mogelijk mee te nemen in het model. Op basis van de resultaten van recent uitgevoerde inventarisatiestudies van fecaliën in de duinwaterwinning van PWN nabij Castricum (Dorland et al. 2014) en de productielocatie Ouddorp van Evides (Dorland et al. 2016) is meer bekend over de werkelijke verspreiding van fecaliën door o.a. runderen, ganzen en konijnen. Op basis van gebiedskennis en kennis van specifieke diersoorten (Aggenbach et al. 2015; Dorland et al. 2016; Dorland et al. 2014) kan mogelijk een andere dan randomverdeling worden aangenomen. KWR heeft, ook in DPWE verband, een begrazingsmodel ontwikkeld voor grote grazers in duingebieden (Runhaar et al. 2015) dat toegepast zou kunnen worden. Wanneer niet langer het hele gebied wordt gemodelleerd, maar slechts een zone rondom de winputten, moet worden bepaald hoe de vertaalslag van random over het hele gebied naar specifiek rond de put wordt gemaakt.

Uit de eerdere onderzoeken is gebleken dat bij de gegeven grootte van het gebied en aantal mestdeposities, de kans vrij laag is dat deze in de buurt van een winput liggen. De kans op

een hoog risico op totale infectie wordt vrijwel volledig bepaald door één winput, en niet door een combinatie van winputten.

Voor het aantal defecaties per dag en gewicht per defecatie zijn geen nieuwe gegevens beschikbaar. Het aantal dieren is locatiespecifiek. Op dit vlak is dus geen verdere modelontwikkeling nodig.

De benodigde modelontwikkeling is:

- 1) Te bepalen of een hogere ruimtelijke resolutie van 1 x 1 meter te halen is. Zie § 4.2.
- 2) Te bepalen hoe een ruimtelijke verdeling van mestdepositie rondom de winputten kan worden beschreven, wanneer geen sprake is van een random ruimtelijke verdeling.
- 3) Andere ruimtelijk verdeling mestdepositie op basis van begrazingsmodel. Zie § 4.3.

TABEL 1. SAMENVATTING MODELKENNIS MESTDEPOSITIE.

Onderdeel stochastisch model	Model 2012 (Hijnen et al. 2012)	Model 2015 (Penders et al. 2015)
Aantal dieren	Opgave PWN	PERT verdeling
Defecatie per dag	Literatuur – Poisson Tijdreeks, iedere dag kan bijkomen	Poisson verdeling
Gewicht per defecatie	Literatuur – normaal verdeeld	PERT verdeling Daarnaast ook een groeperingsconstante
Locatie t.o.v. winmiddelen	Random verdeeld over hele begrazingsgebied – resolutie is beperkt om hele veld te kunnen doorrekenen	Random verdeling t.o.v. slechts een winput. De invloedzone van een winput is bepaald door de afstand tussen de putten

3.2.2 Pathogenen in de mest

In Tabel 2 zijn de verschillende aanpakken in het (BTO)model van 2012 en (DPWE)model van 2015 samengevat.

In de modellen van 2012 en 2015 is gewerkt met literatuurwaardes voor de concentratie en frequentie van voorkomen. De data uit de literatuur is onder veel verschillende omstandigheden verzameld, en van veel dieren afkomstig. De onzekerheid in de data is zeer groot, maar de modeluitkomsten zijn niet heel gevoelig voor deze parameters. KWR heeft sinds 2012 op dit vlak geen extra onderzoek verricht. Niet geheel duidelijk is of er in de internationale literatuur extra informatie beschikbaar is gekomen. De verwachting is echter dat ook als er in de literatuur meer beschikbaar is, dat dan zal leiden tot iets meer data in de puntenwolk, maar niet tot een betere modelbeschrijving met een betere verdeling of een verdeling met minder onzekerheid. Doel is dat alle beschikbare data wordt opgenomen in Pathobase. Bij toepassing van het model kunnen de invoerparameters m.b.t. pathogenen uit Pathobase worden gehaald.

Er is geen heel goede onderbouwing van de gekozen waarschijnlijkheidsverdeling. PERT lijkt wel wat geschikter dan de driehoeksverdeling, omdat de PERT een continue verdeling is terwijl de driehoeksverdeling een discontinuïteit kent. PERT is geen standaardfunctie in Matlab®, maar deze is eenvoudig toegevoegd. Belangrijk is om eerst in een gevoeligheidsanalyse te toetsen of het verschil voldoende groot is om de driehoeksverdeling te vervangen door de PERT.

In overleg met Leo Heijnen is besloten dat er geen extra literatuurstudie wordt verricht en er op dit moment geen aanpassingen in het model worden gedaan, omdat verwacht wordt dat meer data niet leidt tot een hogere nauwkeurigheid in het model.

TABEL 2. SAMENVATTING MODELKENNIS PATHOGENEN IN DE MEST

Onderdeel stochastisch model	Model 2012 (Hijnen et al. 2012)	Model 2015 (Penders et al. 2015)
Concentratie pathogenen	Literatuur	Lognormale verdeling (dieren) en PERT (mensen)
Frequentie van voorkomen	Literatuur – driehoeksverdeling	dieren : n.v.t. (dus 100%) mensen: n.v.t. (concentratie kan wel 0 zijn PERT van asymptomatische mensen)

Heijnen (2015) heeft laten zien dat het mogelijk is om met qPCR-methoden het DNA van diergroep-specifieke fecale bacteriën (specifiek voor: mensen, herkauwers, runderen of vogels) of het DNA van de diergroep (honden) kan worden gekwantificeerd. Met deze methoden is het mogelijk om inzicht te krijgen in de bron van fecale besmettingen (source-attribution). Op watermonsters van open water in de duingebieden is gebleken dat de toegepaste source-attribution methoden inzicht kunnen geven in de herkomst van fecale besmettingen. Aanvullend onderzoek is nodig op watermonsters waarin de aanwezigheid van fecale verontreinigingen niet te verwachten is (onttrokken grondwater). Voor het AMVD model is dit niet zo relevant, wel voor de metingen.

3.3 Inspoeling van de mest en micro-organismen

In Tabel 3 zijn de verschillende aanpakken in het (BTO)model van 2012 en (DPWE)model van 2015 samengevat.

In de bestaande modellen wordt een tijdreeks gebruikt van regen om de inspoeling van de mest in de onverzadigde zone te modelleren. In 2012 is gebruik gemaakt van een historische tijdreeks, maar dit hoeft niet de maatgevende situatie te zijn. Met klimaatverandering kan in de toekomst de regen vaker en heviger zijn. Het is van belang om een maatgevende tijdreeks van regen mee te nemen in het model. Dat hoeft geen tijdreeks te zijn van een gegeven jaar, maar kan een constructie zijn op basis van historische data. Daarbij is ook van belang of grote buien vaker in clusters voorkomen of juist niet (auto-correlatie). Wanneer de mestdepositie (§ 3.2.1) en de afsterving van de pathogenen in de mest afhankelijk zijn van het seizoen, de temperatuur of de luchtvochtigheid is het van belang om een realistische tijdreeks van de regenval mee te nemen. Vooralsnog zijn deze afhankelijkheden niet in het model opgenomen.

Hornstra en Cirkel (2018) hebben laten zien dat de micro-organismen tijdens zware regenbuien lokaal tot een meter in de onverzadigde bodem kunnen doordringen en vervolgens immobiliseren, en slechts heel langzaam afsterven. Verplaatsing ten gevolge van kleinere buien nadien treedt vrijwel niet op. De consequentie hiervan is dat een reservoir met maar langzaam afstervende organismen gevormd wordt. Bij een navolgende zware regenbui of verhoging van de grondwaterstand kunnen deze organismen mogelijk alsnog uitspoelen naar het grondwater. Dit kan betekenen dat een andere vorm van transport door de onverzadigde zone aan het model moet worden toegevoegd, zie § 3.4. Daarmee is de tijdreeks van de regen niet alleen van belang voor de (eerste) inspoeling, maar ook voor de remobilisatie. Voor deze tijdreeks is dan met name een tijdreeks van zware buien (en de tijd tussen deze buien) van belang.

Hijnen et al. (2013) hebben de mate van uitspoeling van bacteriofagen (virussen), bacteriën en protozoën uit en de overleving in fecaliën bepaald tijdens regenvalproeven onder goed geconditioneerde laboratoriumomstandigheden. Het uitspoelproces bleek voor de meeste micro-organismen lineair met de hoeveelheid regenval te verlopen. Bacteriën worden het meest efficiënt uitgespoeld, gevolgd door bacteriofagen en daarna de protozoën. De uitspoeling uit Gallowaymest was efficiënter dan uit menselijke diarree en er zijn aanwijzingen gevonden dat dit verschil wordt veroorzaakt door deeltjesassociatie. De mate waarin een eerste zandlaag van 5 cm een barrière vormt hangt af van de mate waarin de micro-organismen aan deeltjes zijn geassocieerd. Geconcludeerd werd: “de uitspoeling van protozoën gemeten in de huidige studie was een factor 10 hoger dan waargenomen bij een vergelijkbare literatuurstudie. Dit verschil is zeer waarschijnlijk veroorzaakt doordat de uitspoelcondities met betrekking tot de beregning, ondergrond en samenstelling van het regenwater in de KWR-studie beter overeenkwamen met de natuurlijke omstandigheden in Nederland”. Dit betekent dat dit ook in het AMVD model moet worden opgenomen.

Voor de overleving van de pathogenen in de mest en de uitspoeling onder invloed van regen is geen nieuwe informatie bekend. Het model van 2012 wordt gehandhaafd. Voor de tijdreeks voor regenval wordt wel een beter model gezocht, zie § 4.5.

Aanbevolen wordt de uitspoelingspercentages van de KWR-studie van 2013 toe te passen (Tabel 3.7 in Hijnen et al. 2013), zie § 4.4. Dit vergt geen modelontwikkeling, alleen nieuwe invoerparameters.

TABEL 3. SAMENVATTING MODELKENNIS INSPOELING VAN DE MEST.

Onderdeel stochastisch model	Model 2012 (Hijnen et al. 2012)	Model 2015 (Penders et al. 2015)
Regen (frequentie en intensiteit)	Tijdreeks	Kans op regen + lognormale verdeling voor de regenintensiteit (gefit op KNMI-data). Verondersteld is dat er geen afhankelijkheid is met regen van eerdere tijdstap (geen autocorrelatie).
Overleving	Literatuur afsterving, plus boekhouding hoeveel wegspoelt	Eliminatie: lognormaal, Inspoelconstante: lognormaal Er is geen tijdreeks, maar voor iedere simulatie is medebepaald hoe lang de mest er al ligt en hoeveel er geëlimineerd is.
Uitspoeling	Afhankelijk van regenintensiteit	idem

3.4 Transport door de onverzadigde zone

In Tabel 4 zijn de verschillende aanpakken in het (BTO)model van 2012 en (DPWE)model van 2015 samengevat.

In de bestaande modellen is uitgegaan van een log-lineaire verwijdering over de dikte van de onverzadigde zone. Dit was niet onderbouwd, maar lijkt bij gebrek aan betere numerieke studies wel de beste aanpak (Engström et al. 2015), zie ook bijlage III.

Uit onderzoek in 2014 (Hijnen et al. 2014) blijkt dat de verwijdering in de onverzadigde zone afneemt met de diepte en een (negatieve) correlatie vertoont met de vochtigheidsgraad in de onverzadigde zone. Bij extrapolatie van de gegevens naar natuurlijke condities is de

afhankelijkheid van het verwijderingsproces van de temperatuur als belangrijke factor geïdentificeerd.

Hornstra en Cirkel (2018) hebben laten zien dat *E. coli* en *Enterococcus Moraviensis* zeer langzaam afsterven in duinzand. Vooral *E. coli* blijkt langdurig, in significante aantallen, te kunnen overleven in de onverzadigde zone. Afsterving is in de wortelzone hoger dan op grotere diepte in de bodem. Onduidelijk is nog hoe dit voor pathogenen is. Nieuwe indicatororganismen om de verwijdering van virussen door zuiveringsprocessen te bepalen zouden ook gebruikt kunnen worden voor verwijdering passage onverzadigde zone (Hornstra 2016). We nemen aan dat het indicatororganisme een vergelijkbare overleving in de onverzadigde zone vertoont als de pathogenen waarvoor de AMVD wordt opgesteld; echter dit is niet voor alle pathogenen bekend.

Hornstra en Cirkel (2018) hebben laten zien dat de micro-organismen tijdens zware regenbuien lokaal tot een meter in de onverzadigde bodem kunnen doordringen, waarbij een reservoir met langzaam afstervende organismen gevormd wordt. Bij een navolgende zware regenbui of verhoging van de grondwaterstand kunnen deze organismen mogelijk alsnog uitspoelen naar het grondwater. Dit kan betekenen dat een andere vorm van transport door de onverzadigde zone aan het model moet worden toegevoegd. Het uitspoelproces is dus geen momentaan proces maar er moet rekening gehouden worden met een tijdsafhankelijk proces dat in meerdere stappen (regenbuien) verloopt.

van Bel et al. (2016) hebben laten zien dat het niet nodig is om rekening te houden met groei van micro-organismen, incl. pathogenen.

Wanneer er geen verwijdering in de onverzadigde zone plaatsvindt, alleen uitspoeling en (langzame) afsterving over de tijd, dan is de dikte van de onverzadigde zone niet de belangrijkste parameter, maar eerder de verblijftijd van de pathogenen in de onverzadigde zone. De verblijftijd is in het bestaande model impliciet gemodelleerd als een vaste snelheid over de diepte. Wanneer sprake is van een snelheid die afhankelijk is van de regenintensiteit zou het model aangepast moeten worden.

Op dit moment is er nog geen modelontwikkeling op dit aspect mogelijk, na afronding van het lopende onderzoek bij Dunea waarschijnlijk wel. Om te onderzoeken in hoeverre het nodig is wordt wel in dit rapport een gevoeligheidsanalyse gedaan, § 4.6.

TABEL 4. SAMENVATTING MODELKENNIS TRANSPORT ONVERZADIGDE ZONE.

Onderdeel stochastisch model	Model 2012 (Hijnen et al. 2012)	Model 2015 (Penders et al. 2015)
Dikte van de zone	Opgave PWN	PERT-verdeling die afhangt van de afstand tot de winput, met minimaal 1 meter.
Verwijdering	Er is in beide modellen met een standaarddikte van 1 meter gerekend. Lineair met de dikte van de onverzadigde zone Literatuur – lognormaal verdeeld	
Preferente stroming	Niet meegenomen	

In BTO BO 2018 'Mechanismen en kwantificeren herbesmetting Duin' (Dunea) worden drie hypothesen m.b.t. mechanismen van herbesmetting onderzocht. Mechanisme 1: ophoping micro-organismen in de onverzadigde zone en versnelde uitspoeling uit onverzadigde zone door tijdelijke stijging grondwaterstand; Mechanisme 2: ophoping micro-organismen in de

onverzadigde zone en uitspoeling bij zware regenval; Mechanisme 3: versnelde uitspoeling via preferente paden o.a. door macroporiën bij waterverzadiging aan maaiveld en/of bij hydrofobie. Het kan natuurlijk ook zo zijn dat niet slechts één maar alle drie de mechanismen een rol spelen. Wanneer hier meer over bekend is, is het ook mogelijk om dit aspect in het model mee te nemen; uit de gevoeligheidsanalyse volgt hoe belangrijk het is om deze aspecten goed te modelleren. En wordt ook duidelijk wat het handelingsperspectief voor waterbedrijven is om het totale risico te beheersen.

- Grondwaterstand: een natuurlijke variatie van de grondwaterstand is waarschijnlijk lastig mee te nemen in het model. Wanneer variatie van de grondwaterstand een gecontroleerde (beheerste) maatregel is, dan is dit aspect in het model eenvoudig mee te nemen, namelijk als een moment waarop alle opgeslagen pathogenen in de onverzadigde zone in een keer vrijkomen in de verzadigde zone.
- Zware regenval: zie § 3.3.
- Preferente stroming: gevoeligheidsanalyse (zie § 4.6)

In DPWE 2018 'Opbouw en remobilisatie van bacteriën in de onverzadigde zone' wordt onderzocht of bacteriën die in de bodem aanwezig zijn mobiel kunnen worden door vloeistoftransport als gevolg van (zware) regenval. In combinatie met informatie uit eerdere onderzoeken over fecale depositie (hoeveelheid, verspreiding en aantallen bacteriën), transport door en heterogeniteit van de onverzadigde zone, en overleving van bacteriën in de bodem kan een conceptueel model worden gebouwd waarin verschillende scenario's kunnen worden berekend. Een belangrijke factor daarin is naar verwachting de intensiteit van de neerslag.

3.5 Transport door de verzadigde zone

In Tabel 5 zijn de verschillende aanpakken in het (BTO)model van 2012 en (DPWE)model van 2015 samengevat. Het model is gebaseerd op het RIVM-model voor de transportkinetiek en verwijdering. Het model voor de verzadigde zone is nu ook onder suboxische condities gevalideerd (Hornstra et al. 2018).

Vermoedelijk is het model opgesteld voor een gemiddelde korrelgrootte, porositeit etc. Het lijkt niet logisch om voor iedere mogelijke route (van mestlocatie naar put) andere inputparameters te kiezen; wel kan per winveld een andere set aan gegevens gelden. Dit betekent dat gerekend zal worden met de gemiddelde parameterwaardes, en niet met de variatie in de parameterwaardes. In een gevoeligheidsanalyse kan wel bepaald worden wat het effect is van de onzekerheid in parameterwaardes.

Wanneer de parameterwaardes variëren met de temperatuur, en er is een seizoensafhankelijkheid in mestdepositie en regenval, kan het nuttig zijn om de temperatuur¹ als parameter in het model voor de verzadigde zone mee te nemen.

Een vereenvoudiging van het model is mogelijk door alleen met het maximum uit de tijdreeks te rekenen. Uit de gevoeligheidsanalyse van de bestaande modellen blijkt dat het totale risico namelijk bepaald wordt door het maximale risico in een jaar, en niet zozeer door de som van het risico van alle dagen samen.

Er zijn publicaties die laten zien dat een relatie met reistijd sterker is dan met de afstand. Zolang een lineair verband wordt aanhouden tussen reisafstand en reistijd, maakt het geen

¹ Bij PWN is aangetoond dat de verblijftijd tussen infiltratiepand en put sterk wordt beïnvloed door de temperatuur; dit is niet gepubliceerd, maar was een bijvangst bij:
<https://repository.tudelft.nl/islandora/object/uuid%3Acbdce58a-60ea-4313-8625-b56bcac038cd>

verschil in het AMVD model. Wanneer er een reistijdmodel beschikbaar is van een gebied kan dit wel worden toegepast.

Voor wat betreft de modelontwikkeling vindt er een vereenvoudiging plaats m.b.t. de variatie in de inputparameters.

TABEL 5. SAMENVATTING MODELKENNIS TRANSPORT VERZADIGDE ZONE

Onderdeel stochastisch model	Model 2012 (Hijnen et al. 2012)	Model 2015 (Penders et al. 2015)
Concentratie die binnenkomt	Gerekend met max van de tijdreeks uit de onverzadigde zone	Tijdreeks
Temperatuur	Vaste waarde	PERT verdeeld
Bodem (korreldiameter, porositeit, afmeting pathogenen, inactivatieconstante, botsingsefficiëntie)	Literatuur – verschillende (log)normale verdelingen, pH-afhankelijkheid botsingsefficiëntie, temperatuurafhankelijkheid diffusiecoëfficiënt	
Dikte van het watervoerend pakket	Opgave PWN	Gebiedskennis – PERT verdeeld
Diepte putfilter	n.v.t. Er is gerekend met de horizontale afstand van mestdepositie tot aan de winput.	Gebiedskennis – PERT verdeeld
Onttrekkingsdebiet	Opgave PWN – gemiddelde per put	Gebiedskennis – PERT verdeeld
Afstand / reistijd	Afstand, bepaald door locatie defecatie t.ov. de dichtstbijzijnde put	
Transportkinetiek / verwijdering	Model RIVM	Model RIVM
		Daarnaast alternatief eliminatie per meter, literatuurwaardes (PERT en lognormaal verdeeld)

Het model voor de transportkinetiek wordt door RIVM in 2019 bijgewerkt op basis van nieuw (BTO) onderzoek. Als het bijgewerkte model beschikbaar is kan dit worden ingepast. De transportkinetiek is bepaald op basis van onderzoek in de oxische, anoxische en suboxische zone. Daaruit zijn, op conservatieve wijze, de kinetiekparameters afgeleid. Vanwege deze aanpak, en gegeven de recentste onderzoeksresultaten, is niet de verwachting dat een nieuw model substantieel andere transportkinetiek zal opleveren.

3.6 Risicobeoordeling

3.6.1 Opschaling van een put naar puttenveld

We rekenen per put het dagrisico uit, en het max dagrisico (de norm) wordt gecorreleerd aan de menging van X putten en 1 per 365 dagen per jaar. Dit is vergelijkbaar met de aanpak uit 2012.

TABEL 6. SAMENVATTING MODELKENNIS MENGING IN PUTTEN

Onderdeel stochastisch model	Model 2012 (Hijnen et al. 2012)	Model 2015 (Penders et al. 2015)
Menging van putten	Verdunning samenvoegen alle putten	Model 660 maal gerund, menging van alle 660 putten op de max dag (max / 365 is jaargemiddelde)

3.6.2 Risicobeoordeling: norm voor maximale concentratie

Voor de risicobeoordeling is de concentratie in ruw water getoetst aan een norm die is gebaseerd op het theoretische maximum ($1.2 \cdot 10^{-6}$ per jaar). Zolang de concentratie onder deze concentratie blijft is het infectierisico beneden 10^{-4} pppj. Er is dus geen infectierisico berekend, er is geen rekening gehouden met de verwijderingscapaciteit van eventuele nazuivering.

In de risicobeoordeling is wel rekening gehouden met hoeveel ongekookt water een persoon per dag binnenkrijgt. Er is een voorstel om de consumptie van ongekookt drinkwater per persoon per dag te verhogen. Dit heeft tot gevolg dat de norm van $1.2 \cdot 10^{-6}$ per jaar wat lager zal worden. Dit is eenvoudig mee te nemen in de modellering.

4 Modelontwikkeling

4.1 Samenvatting

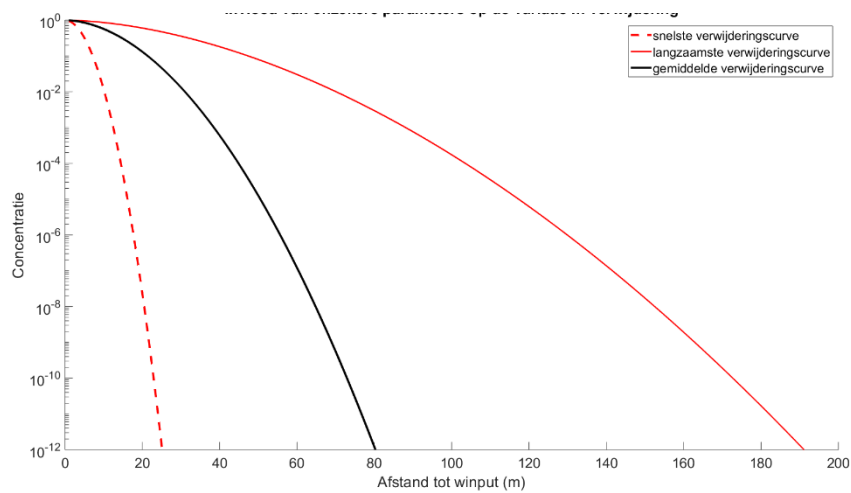
In hoofdstuk 3 is beschreven welke modelontwikkeling nodig is. Hieronder is dat kort samengevat. In de rest van dit hoofdstuk wordt de modelontwikkeling verder toegelicht. In de laatste kolom is een beknopte conclusie weergegeven.

TABEL 7. OVERZICHT VAN DE ONDERDELEN VAN HET MODEL

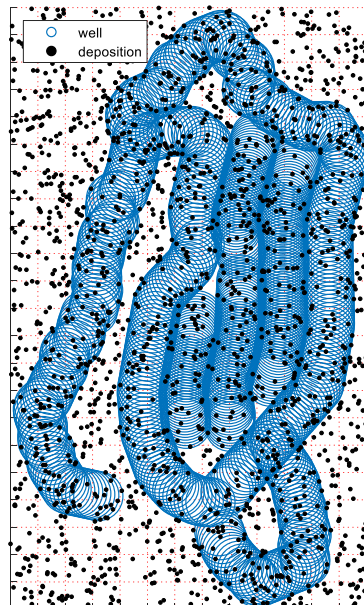
Modelonderdeel	Check benodigde aanpassing
Mestdepositie	- Ruimtelijke resolutie vergroten (§ 4.2) - Depositie afhankelijk van begrazing en vegetatie (§ 4.3).
Pathogenen in de mest	- Geen modelontwikkeling
Inspoeling van de mest	- Mestuitspoeling (§ 4.4) - Regenval (§ 4.5)
Transport door de onverzadigde zone	- Toevoegen doorslag na regen (§ 4.6)
Transport door de verzadigde zone	- Vereenvoudiging model (§ 4.7)
Risicobeoordeling	- Geen modelontwikkeling

4.2 Ruimtelijke resolutie

Om te beoordelen of een grote ruimtelijke resolutie mogelijk is hebben we eerst beoordeeld tot welke afstand rond een put er nog een significante bijdrage door die put aan het totale risico gegeven wordt. Uit de verwijdering in de verzadigde zone (§ 4.7) in Figuur 1 is te zien dat in het meest 'ongunstigste' scenario na 40 meter nog ca. 20% ($2 \cdot 10^{-1}$) van de oorspronkelijke concentratie over is. Bij 100 meter (Figuur 1, Figuur 2) is dit nog 0.017% ($1,7 \cdot 10^{-4}$) en Bij 120 meter is in het meest 'ongunstigste' scenario nog 0.0006% ($6 \cdot 10^{-6}$) over. Voor een veilige marge zouden we dus enkel alle cellen, die meer dan 120 meter van de dichtstbijzijnde put verwijderd zijn, uit de berekening kunnen filteren. Hierdoor wordt slechts een reductie van 40% gehaald voor het benodigde geheugen. Dit is geen substantiële verbetering. Een verbetering van de ruimtelijke resolutie op deze manier is dus niet mogelijk.



FIGUUR 1: VERWIJDERING IN DE VERZADIGDE ZONE LANGZAAMSTE EN SNELSTE SCENARIOS



FIGUUR 2. PUTTEN MET CA. 100 METER INVLOEDSZONE, IN ROOD GRID VAN 100 X 100 M. CA. 60% VAN HET VELD IS IN DE 100 M INVLOEDSZONE VN EEN OF MEERDERE PUTTEN.

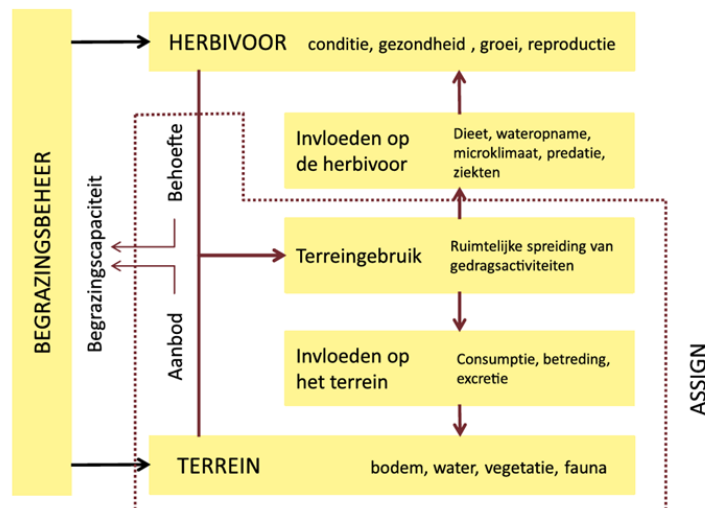
Echter sinds 2012 is de geheugencapaciteit van PC's zodanig toegenomen dat een ruimtelijke resolutie van 1 x 1 meter voor het hele ICAS-gebied geen probleem meer is. Een verbetering van de ruimtelijke resolutie is voor dit gebied dus op eenvoudige wijze te behalen. Dit betekent dat ook geen vertaling gemaakt hoeft te worden van de ruimtelijke verdeling van de feces over het gebied naar een verdeling per put.

Een algemene strategie voor het verminderen van het benodigde geheugen is niet voorhanden, voor het ICAS gebied geldt echter dat de geheugencapaciteit van moderne PC's 1x1 meter resolutie geen problemen meer vormt.

4.3 Mestdepositie

4.3.1 Verspreiding mestdepositie en het begrazingsmodel ASSIGN

In deze paragraaf wordt beschreven of het mogelijk is om te komen tot een meer realistische dan een random verdeling van de verspreiding van mestdepositie en te onderzoeken of dat een significant effect heeft op het risico. De verspreiding van mestdepositie in een gebied is afhankelijk van verschillende factoren, zoals het graas- en rustgedrag en de defecatiefrequentie. Er is dan ook een sterke relatie tussen (duin)vegetatietype, mate van begrazing en mestdepositie (Figuur 3).



FIGUUR 3. CONCEPTUEEL MODEL VOOR DE VERKLARING EN VOORSPELLING VAN DE DYNAMIEK VAN EEN BEGRAASD ECOSYSTEEM. HET GEBIED BINNEN DE STIPPELLIJN GEEFT DE PROCESSEN WEER DIE ZIJN UITGEWERKT IN ASSIGN (RUNHAAR ET AL. 2017).

Met ASSIGN, het door KWR ontwikkelde prototype van een begrazingsmodel voor grote grazers in duingebieden (Runhaar et al. 2015), wordt de begrazingscapaciteit van een gebied als geheel berekend. Daarnaast kan met dit model de ruimtelijke verdeling van de graasdruk op basis van terreineigenschappen (zoals aantrekkelijkheid voedsel, toegankelijkheid, en barrières) worden bepaald. Op basis van de uitkomsten van dit model is het in theorie mogelijk om een vertaling te maken van begrazingsdruk naar mestdepositie.

4.3.2 Kans op mestdepositie berekend op basis van modelresultaten Meijndel

Runhaar et al. (2015) hebben op basis van de aanwezige vegetatietypen in duingebied Meijndel (Dunea) en de mate waarin die vegetatie voor runderen aantrekkelijk is voor consumptie, berekend welk deel van de biomassa-productie is gegeten. Ook is hierbij rekening gehouden met hoe goed de verschillende vegetatietypen door de runderen kon worden bereikt (mate van isolatie). De auteurs hebben dit alleen kunnen doen voor het zomerhalfjaar, omdat er alleen voor die periode voldoende gegevens aanwezig waren over de productiviteit en de aantrekkelijkheid van de vegetatie. In voorliggend rapport hebben wij niet dit prototype van het begrazingsmodel op ICAS kunnen toepassen. Daarvoor zijn aanzienlijke aanpassingen noodzakelijk waarvoor op dit moment de middelen ontbreken. In plaats daarvan hebben we onderzocht in welke mate de resultaten van de toepassing van dit model op het duingebied Meijndel kunnen worden doorvertaald naar zowel productielocatie Ouddorp (§4.3.3) als ICAS (§4.3.5).

Daartoe zijn allereerst de resultaten van de toepassing van het begrazingsmodel op Meijndel omgerekend naar de kans op mestdepositie per koe per dag per gridcel van 1x1 m (Tabel 8). Om dit te kunnen doen, waren een aantal aannames noodzakelijk:

- 1) Er is geen verschil in begrazingssnelheid tussen vegetatietypen. Ofwel: 1 kg biomassa wordt in dezelfde tijd geconsumeerd, ongeacht de samenstelling en aantrekkelijkheid van het vegetatietype. Op deze manier kan de mate van begrazing per vegetatietype worden gekoppeld aan een geschatte verblijftijd in dat vegetatietype.
- 2) Op basis van literatuur is een standaard defecatiefrequentie van 0,6 per koe per uur gehanteerd. Dit levert een frequentie van 14,4 deposities per koe per dag op (Aland et al. 2002; Hirata et al. 2011; Robichaud et al. 2011).
- 3) Aangenomen is dat deze deposities gelijkmatig over een dag plaatsvinden. In werkelijkheid zijn deze deposities anders over een dag verdeeld. Vooral direct na rust- en herkauwperiodes is de defecatiefrequentie hoger dan gemiddeld. Aangezien runderen dit met name op de relatief drogere terreindelen en in de luwte van struwelen doen, zal daar de werkelijke mestdepositie hoger zijn.

TABEL 8. BEREKENDE KANS OP MESTDEPOSITIE PER GRIDCEL PER KOE PER DAG OP BASIS VAN RESULTATEN UIT BEGRAZINGSMODEL MEIJNDEL. UITGANGSPUNTEN: VEEDICHTHEID: 1 ANIMAL UNIT (AU)/10 HA; TOTALE OPPERVLAKTE: 1658 HA; TOTAAL AANTAL GRAASDAGEN: 180. * VEGETATIEKLASSE WORDT GEZIEN ALS BARRIERE.

Vegetatieklasse (vereenvoudigd)	% voor consumptie beschikbare productie	Aantal gridcellen (*1000)	Consumptie (kg)	Fractie consumptie i.r.t. totaal	Aantal graasdagen/ veg.klasse	Aantal deposities /veg.klasse /dag	Kans op depositie/ gridcel/dag	Kans op depositie/ gridcel/dag/koe
Vochtige duinvalleivegetatie	90	236	2265	0,15	27,4	363	0,00154	0,0000093
Droog duingrasland	87	2.130	11068	0,74	133,7	1774	0,00083	0,0000050
Moerasruigte	61	201	824,7	0,06	10,0	132	0,00066	0,0000040
Loofbos nat	37	165	105,1	0,01	1,3	17	0,00010	0,0000006
Loofbos droog	30	4.516	635,4	0,04	7,7	102	0,00002	0,0000001
Mosvlakte	0	1.88	0,0	0,00	0,0	0	0,00000	0,0000000
Open duin	0	1.618	0,0	0,00	0,0	0	0,00000	0,0000000
Braamruigte	0	113	0,0	0,00	0,0	0	0,00000	0,0000000
Liguster struweel	0	34	0,0	0,00	0,0	0	0,00000	0,0000000
Water*	0	1.014	0,0	0,00	0,0	0	0,00000	0,0000000
Hoog struweel vochtig*	0	30	0,0	0,00	0,0	0	0,00000	0,0000000
Hoog struweel droog*	0	1.768	0,0	0,00	0,0	0	0,00000	0,0000000
Duindoornstruweel*	0	2.694	0,0	0,00	0,0	0	0,00000	0,0000000
Kaal zand	0	175	0,0	0,00	0,0	0	0,00000	0,0000000
Totaal		16.581	14899	1,0	180,0	2388		

Uit Tabel 8 kan worden afgeleid dat de kans op mestdepositie per gridcel per dag per koe zeer gering is. Naar verhouding is deze kans het grootst in vegetatieklasse 'vochtige duinvalleivegetatie', gevolgd door 'droog duingrasland' en 'moerasruigte'. In een groot aantal vegetatieklassen is volgens deze methodiek de kans gelijk aan '0', omdat deze

klassen niet werden begraasd. De (doorn)struwelen en 'open water' worden in het begrazingsmodel bovendien als barrière beschouwd (Runhaar et al. 2015).

4.3.3 Validatie berekende kans op mestdepositie in Ouddorp

In 2015 is voor de productielocatie Ouddorp (Evides) op vier momenten de verspreiding van mest van verschillende diersoorten in kaart gebracht. Het grote aantal aanwezige vegetatietypen in dit gebied is, overeenkomstig de methode zoals beschreven in Runhaar et al. (2015), vereenvoudigd in een kleiner aantal vegetatieklassen (zie Bijlage IV). In het op 19 augustus 2015 op rundermest onderzocht gebied kwamen vijf verschillende vegetatieklassen voor. De mestverspreidingsgegevens zijn in ArcGis gekoppeld aan deze vegetatieklassen. Met behulp van de in paragraaf 4.3.2. beschreven kansberekening is het aantal voorspelde mestdeposities vergeleken met het werkelijk gevonden aantal mestdeposities. In Tabel 9 zijn de resultaten van deze validatie gepresenteerd. Wat allereerst opviel, was dat het totaal aantal gevonden deposities (278) veel lager was dan op basis van het aantal runderen in het gebied (23), de begrazingsperiode (75 dagen: 5 juni - 19-aug) en de gemiddelde defecatiefrequentie (14,4 deposities per dag) verwacht mocht worden ($23 \times 75 \times 14,4 = 24.840$ deposities). Ofwel: een factor 89 verschil. Een verklaring voor dit verschil is dat de grazende runderen zich over een groter gebied konden begeven dan het deel dat tijdens de mestinventarisatie is onderzocht. Een groot aantal mestdeposities is op deze wijze buiten het onderzoek gebleven. In Tabel 9 is daarom ook een kolom toegevoegd waarin voor dit verschil is gecorrigeerd.

TABEL 9. VOORSPELDE EN GETELDE AANTALLEN MESTDEPOSITIES PER GRIDCEL (1X1M) VAN DE VEGETATIEKLASSEN IN PRODUCTIELOCATIE OUDDORP OP BASIS VAN 23 RUNDEREN EN 75 DAGEN BEGRAZING.

Vegetatieklasse (vereenvoudigd)	Kans op depositie/ gridcel/ dag/ koe (cf Meijndel)	Aantal gridcellen	Berekende depositie	Werkelijke depositie	Werkelijke depositie na correctie	Afwijking
Vochtige duinvalleivegetatie	0,0000093	43.621	698	6	536	-162
Moerasruigte	0,0000040	42.823	293	1	89	-204
Droog duingrasland	0,0000050	282.027	2443	256	22874	20431
Loofbos nat	0,0000006		0	0	0	0
Loofbos droog	0,0000001		0	0	0	0
Mosvlakte	0,0000000		0	0	0	0
Open duin	0,0000000		0	0	0	0
Braamruigte	0,0000000		0	0	0	0
Liguster struweel	0,0000000		0	0	0	0
Watervegetatie	0,0000000	39.364	0	1	89	89
Hoog struweel vochtig	0,0000000		0	0	0	0
Hoog struweel droog	0,0000000		0	0	0	0
Duindoornstruweel	0,0000000	57.042	0	11	983	983
Kaal zand	0,0000000		0	0	0	0
Overige (niet ingedeeld)	0,0000000	9.970	0	3	268	268
TOTAAL	0,0000190	474.847	3.434	278	24.840	21.406

Ook na deze correctie is het verschil tussen berekend en gemeten aantal mestdeposities erg groot. Alleen voor vochtige duinvalleivegetaties komen deze getallen nog enigszins overeen. Geconcludeerd moet worden, dat de berekende kansen op mestdepositie uit Meijndel niet op een gebied als Ouddorp toepasbaar zijn. Het grote verschil in aanwezige vegetatieklassen tussen beide gebieden is hiervoor vermoedelijk de belangrijkste reden. Maar ook verschillen in de mate waarin de vegetatieklassen voor de grazers bereikbaar zijn (de mate van isolatie) kan hierbij een factor zijn.

4.3.4 Kans op mestdepositie berekend op basis van mestinventarisatie Ouddorp

Op basis van de mestdepositiegegevens per vegetatieklasse in Ouddorp is opnieuw de kans op mestdepositie per gridcel per koe per dag berekend. Hierbij is opnieuw de correctiefactor van 89 gebruikt die in paragraaf 4.3.3. is beschreven. De berekende kansen zijn in Tabel 10 weergegeven.

TABEL 10. BEREKENDE KANS OP MESTDEPOSITIE PER GRIDCEL PER KOE PER DAG IN DEEL VAN PRODUCTIELOCAITE OUDDORP. UITGANGSPUNTEN: 23 RUNDEREN, TOTALE OPPERVLAKTE: 45.7 HA; TOTAAL AANTAL GRAASDAGEN: 75. LAATSTE KOLOMMEN GEVEN DE BEREKENDE KANSEN VOOR MEIJNDEL EN DE RATIO IN KANSEN TUSSEN BEIDE GEBIEDEN.

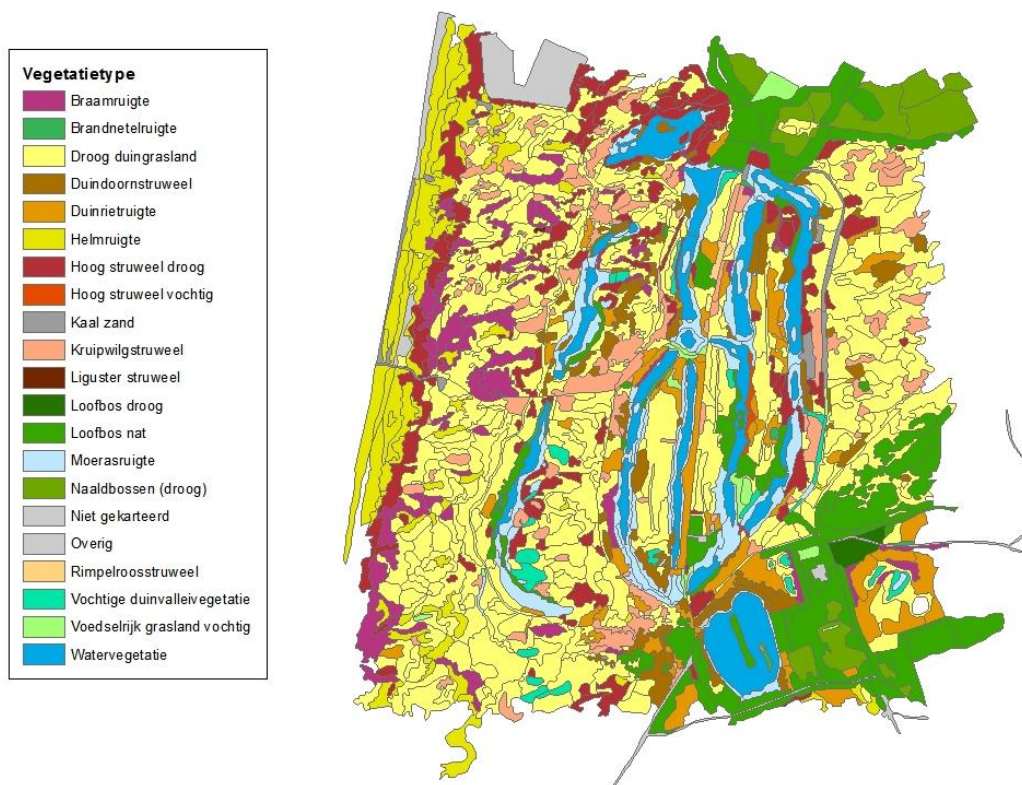
Vegetatieklasse (vereenvoudigd)	Aantal deposities in gebied per veg. klasse	Aantal grid-cellen	Kans op depositie/ gridcel	Kans op depositie/ gridcel/ koe/ dag	Kans op depositie/ gridcel (gecorrigeerd)	Kans op depositie/ gridcel/ koe/ dag (gecorrigeerd)	Kans op depositie/ gridcel/ koe/ dag cf Meijndel	Ratio kans Ouddorp/ M'del
Droog duingrasland	256	282027	0,0009077	0,0000005	0,0811067	0,0000470	0,0000050	9,4
Overig	3	9970	0,0003009	0,0000002	0,0268851	0,0000156	0,0000000	
Duindoornstruweel	11	57042	0,0001928	0,0000001	0,0172308	0,0000100	0,0000000	
Vochtige duinvalleivegetatie	6	43621	0,0001375	0,0000001	0,0122902	0,0000071	0,0000093	0,8
Water	1	39364	0,0000254	0,0000000	0,0022699	0,0000013	0,0000000	
Moerasruigte	1	42823	0,0000234	0,0000000	0,0020866	0,0000012	0,0000040	0,3
Loofbos nat	0	0				0,0000000	0,0000006	
Loofbos droog	0	0				0,0000000	0,0000001	
Mosvlakte	0	0				0,0000000	0,0000000	
Open duin	0	0				0,0000000	0,0000000	
Braamruigte	0	0				0,0000000	0,0000000	
Liguster struweel	0	0				0,0000000	0,0000000	
Hoog struweel	0	0				0,0000000	0,0000000	
vochtig								
Hoog struweel	0	0				0,0000000	0,0000000	
droog								
Kaal zand	0	0				0,0000000	0,0000000	
Totaal	278	474.847	0,0015877	0,0000009	0,1418693	0,0000822	0,0000190	

Anders dan in Meijndel kent in het onderzochte gebied in Ouddorp de vegetatieklasse droog duingrasland de grootste kans op mestdepositie per gridcel per koe per dag. Voor deze klasse is (na correctie) de kans op mestdepositie een factor 9 hoger dan in Meijndel,

Het is niet duidelijk wat dit verschil veroorzaakt. De verhouding in areaal van deze vegetatieklassen is in beide gebieden nagenoeg gelijk. Wel een duidelijk verschil tussen beide gebieden is dat in Meijndel de vegetatieklasse duindoornstruweel gezien werd als een barrière voor de grazers (met een kans van '0' op mestdepositie), terwijl in Ouddorp ook daar mestdepositie werd aangetroffen. Een mogelijke verklaring voor dit verschil is de variatie in dichtheid van de struwelen tussen de gebieden en/of de wijze waarop de verschillende vegetatiekarteerbureaus zijn omgegaan met de overgangen tussen struwelen en omliggende vegetaties. In minder dichtbegroeide struwelen is er geen barrièrewerking en kunnen de runderen nog wel grazen en mest deponeren. Opvallend is verder dat de kans op mestdepositie (na correctie) in vochtige duinvalleivegetaties in beide gebieden vrijwel gelijk is.

4.3.5 Toepassing op testgebied ICAS

Bovenstaande exercities hadden tot doel om een inschatting te maken van de kans op mestdepositie per vegetatieklasse en die middels het AMVD-model op studiegebied ICAS toe te passen. Gebleken is dat er grote verschillen in kansen op mestdepositie bestaan tussen de twee onderzochte gebieden en dat deze kansen derhalve (voor een groot deel) gebiedsafhankelijk zijn. We hebben daarom eerst onderzocht of de vegetatie van ICAS meer lijkt op die van Meijndel of op die van Ouddorp. Op basis van de vegetatiekartering van ICAS (Everts et al., 2008) hebben we, conform de in Runhaar *et al.* (2015) beschreven wijze, de voorkomende vegetatietypen ingedeeld in een beperkter aantal vegetatieklassen (Figuur 4).



FIGUUR 4. INDELING VEGETATIEKLASSEN ICAS CONFORM SYSTEMATIEK (RUNHAAR ET AL. 2015)².

Een eerste belangrijk onderdeel in deze modelstap is het bepalen van de afmetingen van het gebied dat meegenomen wordt in het model. Op basis van § 4.2 is het voldoende om tot

² De vegetatiekaart die gebruikt is is niet de meest recente, en dient met name ter illustratie.

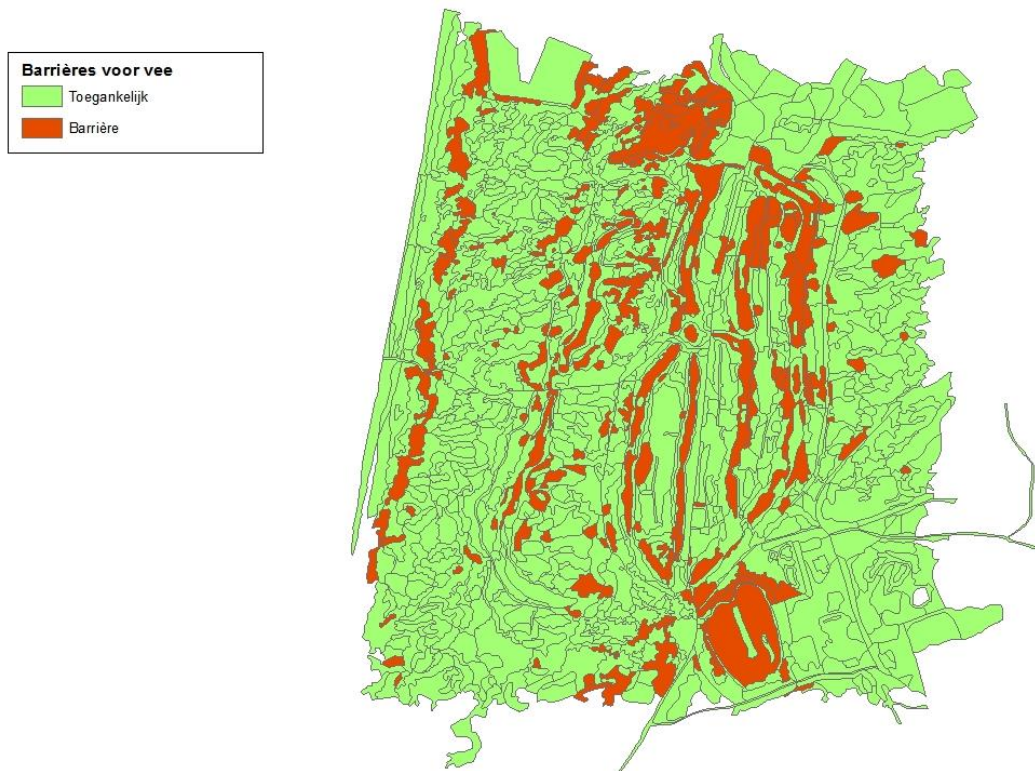
maximaal 120 meter rondom de winputten mee te nemen. Echter, om te bepalen hoeveel grazers daar rondlopen is het van belang om het hele gebied waar grazers kunnen komen mee te nemen. Op dit moment lopen er geen grazers bij ICAS. Het voorbeeld dient ter illustratie en er is daarom een ruimte uitsnede rondom de winputten meegenomen.

Zoals uit Figuur 4 blijkt, komen in ICAS een groot aantal vegetatieklassen voor en lijkt daarin meer op de situatie in Meijendel dan in het onderzochte deel van productielocatie Ouddorp. Droge duingraslanden komen in ICAS het meest voor (188 ha) en kennen een redelijk hoge aantrekkelijkheid voor begrazing (Tabel 11). De meest aantrekkelijke vegetatieklassen (conform de door Runhaar et al. (2015) gebruikte voederwaardegetallen van Klapp (1965) in dit gebied, vochtig voedselrijk grasland, vochtige duinvalleivegetatie, en moerasruigte komen maar over een gering oppervlak voor (samen 7% van het totale areaal).

TABEL 11. AREAAL PER VEGETATIEKLASSE IN ICAS. OOK DE GESCHATTE GEMIDDELTE AANTREKKELIJKHEID VOOR BEGRAZING IS AANGEGEVEN, UITGAANDE VAN DE 8-DELIGE SCHAAL VAN KLAPP (1965).

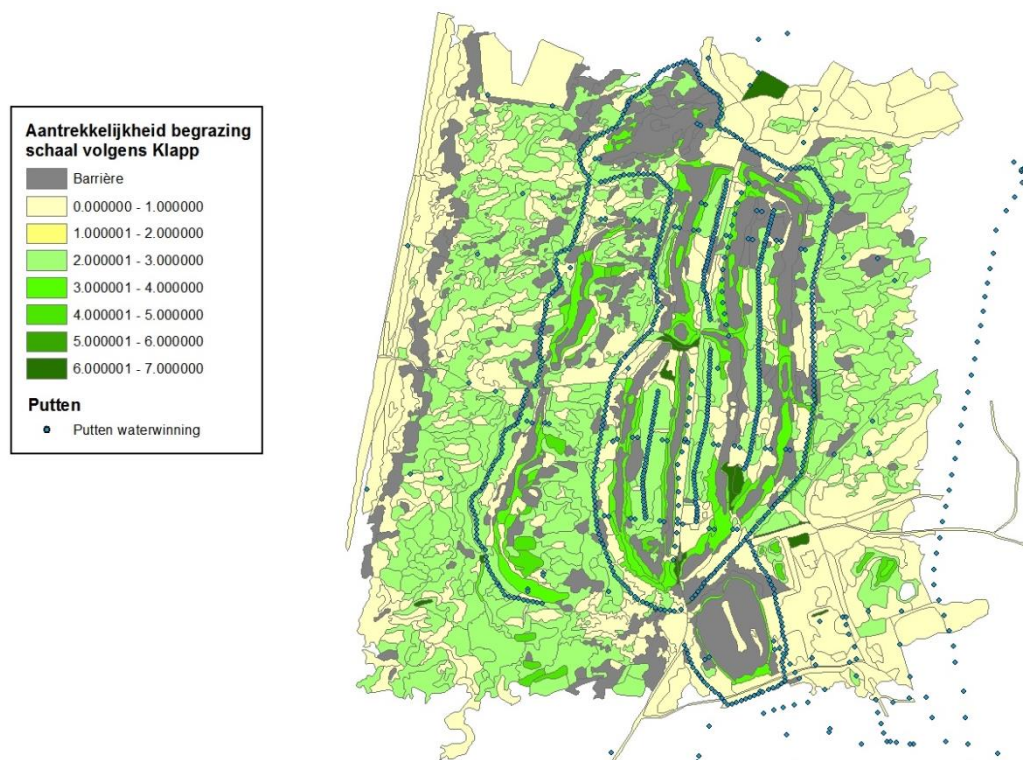
Vegetatieklasse	Aantal gridcellen	% Gridcellen van totaal	Aantrekkelijkheid
Droog duingrasland	1.180.111	36%	2,5
Loofbos nat	371.228	11%	1
Hoog struweel droog	252.063	8%	nvt, barrière
Helmruigte	212.824	6%	0,1
WATERVEGETATIE	202.058	6%	nvt, barrière
Kruipwilgstruweel	181.102	6%	0,4
Moerasruigte	169.922	5%	3,5
Duinrietruigte	162.810	5%	0,6
Braamruigte	144.707	4%	0,3
Duindoornstruweel	118.603	4%	nvt, barrière
Naaldbossen (droog)	104.452	3%	0,3
Overig	73.829	2%	x
Vochtige duinvalleivegetatie	35.677	1%	4,5
Kaal zand	25.202	1%	0
Voedselrijk grasland vochtig	23.463	1%	7
Loofbos droog	11.505	0%	0,5
Niet gekarteerd	6.953	0%	
Brandnetelruigte	6.416	0%	0,6
Hoog struweel vochtig	4.067	0%	nvt, barrière
Rimpelroosstruweel	3.138	0%	nvt, barrière
Liguster struweel	611	0%	0,2
Totaal	3.290.742		

Uit Tabel 11 blijkt dat 18% van het gebied bestaat uit ondoordringbaar struweel of open water en derhalve door grazers niet zal worden betreden. In deze delen is mestdepositie dan ook niet te verwachten (Figuur 5). Deze vegetatieklassen vormen echter niet tot nauwelijks een barrière: er worden geen, voor begrazing wél geschikte vegetatieklassen, volledig omsluiten. Dit betekent dat vrijwel alle, voor begrazing geschikte vegetatieklassen voor grazers goed bereikbaar zijn.



FIGUUR 5. LIGGING VAN VOOR VEE ONDOORDRINGBARE VEGETATIEKLASSEN EN OPEN WATER DIE DERHALVE EEN BARRIÈRE ZIJN VOOR VERSPREIDING VAN GRAZERS IN ICAS.

Op basis van de in deze paragraaf vermelde informatie is een schatting gemaakt van de kans op mestdepositie per vegetatieklasse per koe per dag. Dit is gedaan door te bepalen wat de aantrekkelijkheid voor begrazing van de vegetatie rond de putten(strangen) is. Voor deze aantrekkelijkheid is opnieuw de indeling volgens de systematiek van Klapp (1965) gebruikt (zie ook Tabel 11). Uit Figuur 6 blijkt dat het zeer aannemelijk is dat grote grazers de directe omgeving van de putten zullen benutten om te grazen, aangezien de vegetatie een matig tot hoge voederwaarde heeft (het betreft overwegend droog duingrasland, kruipwilgstruweel en duinrietruigte, zie Figuur 4). Ook zijn deze puttenstrengen voor grazers goed bereikbaar en worden zij niet (geheel) omgeven door barrières als open water of dicht struweel.

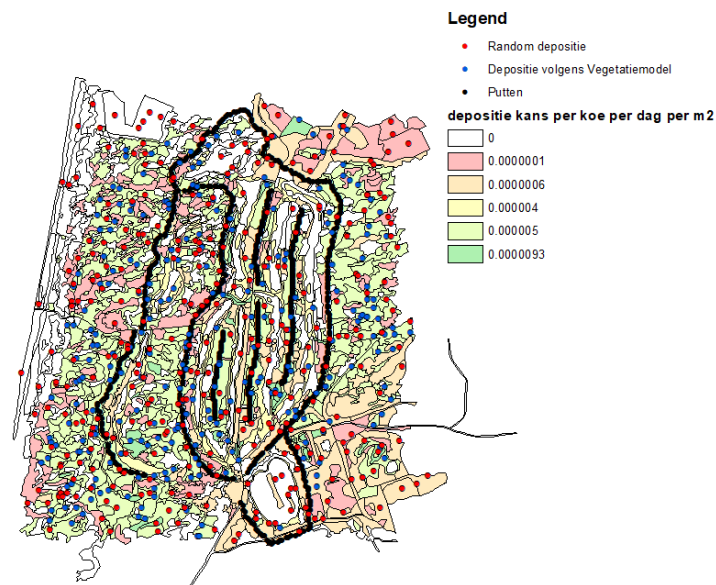


FIGUUR 6. LIGGING VAN DE PUTTENSTRENGEN IN RELATIE TOT DE AANTREKKELIJKHEID VAN DE OMRINGENDE VEGETATIE VOOR BEGRAZING. VOOR DE MATE VAN AANTREKKELIJKHEID IS DE 8-DELIGE VOERDERWAARDE SCHAAL VAN KLAPP (1965) GEBRUIKT.

De kans op mestdepositie per vegetatieklasse is vermeld in Tabel 12. De kans op mestdepositie in de directe omgeving van de puttenstrengen is relatief hoog (zie Figuur 7).

TABEL 12. GESCHATTE KANS OP MESTDEPOSITIE PER VEGETATIEKLASSE PER KOE PER DAG.

Vegetatieklasse	Aantal gridcellen	% Gridcellen van totaal	Kans op depositie/ gridcel/ dag/ koe	Toelichting
Droog duingrasland	1.180.111	36%	0,0000050	groot areaal, aantrekkelijk
Loofbos nat	371.228	11%	0,0000006	minder aantrekkelijk dan droog duingrasland, rel. groot areaal
Hoog struweel droog	252.063	8%	0	Barrière
Helmruigte	212.824	6%	0	lage aantrekkelijkheid
Watervegetatie	202.058	6%	0	Barrière
Kruipwilgstruweel	181.102	6%	0,0000001	aantrekkelijker dan ligusterstruweel
Moerasruigte	169.922	5%	0,0000040	zeer aantrekkelijk, rel klein areaal, minder productief dan grasland
Duinrietruigte	162.810	5%	0,0000006	aantrekkelijker dan kruipwilgstruweel, geen waarde voor Meijendel
Braamruigte	144.707	4%	0,0000001	lage aantrekkelijkheid, gering areaal
Duindoornstruweel	118.603	4%	0	
Naaldbossen (droog)	104.452	3%	0,0000001	lage aantrekkelijkheid, gering areaal
Overig	73.829	2%	0	niet begraasbaar
Vochtige duinvalleivegetatie	35.677	1%	0,0000093	zeer aantrekkelijke vegetatie, gering oppervlak
Kaal zand	25.202	1%	0	niet begraasbaar
Voedselrijk grasland vochtig	23.463	1%	0,0000093	zeer aantrekkelijke vegetatie, gering oppervlak
Loofbos droog	11.505	0%	0,0000001	lage aantrekkelijkheid, gering areaal
Niet gekarteerd	6.953	0%	0	niet begraasbaar
Brandnetelruigte	6.416	0%	0,0000006	aantrekkelijker dan kruipwilgstruweel, geen waarde voor Meijendel
Hoog struweel vochtig	4.067	0%	0	Barrière
Rimpelroosstruweel	3.138	0%	0	Barrière
Liguster struweel	611	0%	0,0000001	lage aantrekkelijkheid, gering areaal
Totaal	3.290.742	100%	0,0000301	

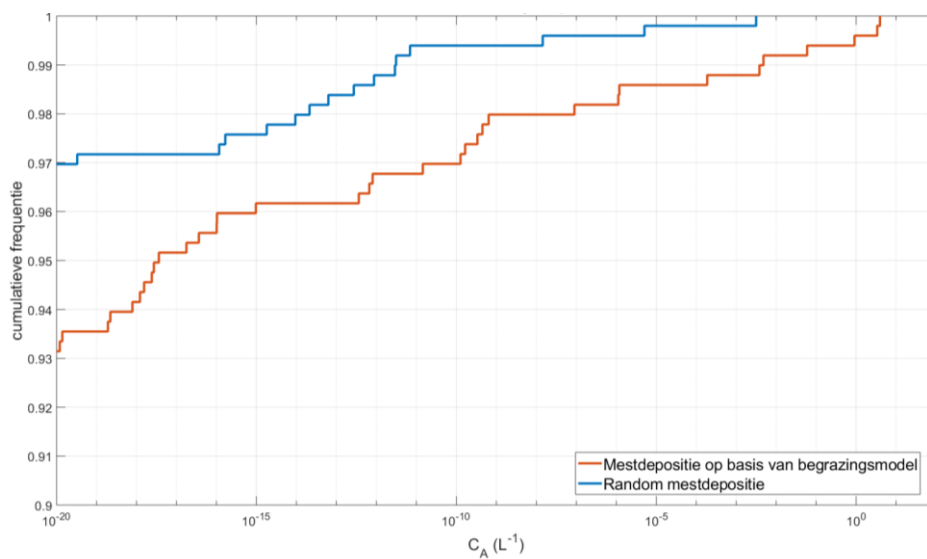


FIGUUR 7. DE KANS OP MESTDEPOSITIE PER VEGETATIEKLASSE PER KOE PER DAG IN RELATIE TOT DE LIGGING VAN DE PUTTENSTRENGEN.

4.3.6 Aanpassing van het model

De kansen op mestdepositie per gridcel (Tabel 12) zijn verwerkt in het AMVD model en vergeleken met een random verdeling waarbij de kans op mestdepositie voor iedere gridcel exact hetzelfde is. In Figuur 8 zijn de resultaten voor deze twee mestdepositieverdelingen weergegeven (voor alle koeien op 1 dag). De nieuwe verdeling leidt niet tot een heel andere vorm van de resultaten. De kans op hoge concentraties blijft klein; wel is de berekende concentratie 3-5 logeenheden hoger afhankelijk van de cumulatieve frequentie. Dit komt mede door de ruimtelijke ligging van de vegetatieklassen (Figuur 7). In verschillende delen van het terrein (langs de kust, de infiltratiepanden, noordoostelijke en zuidoostelijke delen) is de kans op mestdepositie klein of zelfs gelijk aan nul. Hier vinden dus in vergelijking met het random model, weinig tot geen mestdeposities plaats. Aangezien het model in beide verdelingen rekent met hetzelfde aantal mestdeposities, betekent dit dat de mestdeposities op basis van het begrazingsmodel iets meer geconcentreerd zijn in het midden van het gebied. Voor een mestdepositie volgens het begrazingsmodel is de kans op een hoge concentratie pathogenen iets groter dan voor een random mestdepositie. Er vinden relatief meer deposities dicht bij de winputten plaats.

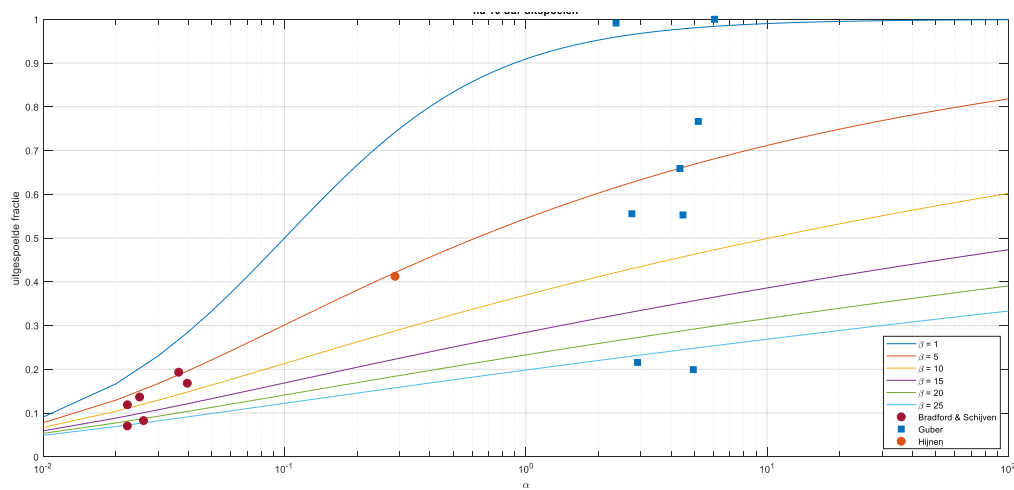
Het is duidelijk dat via het begrazingsmodel de mestdepositie niet langer random over het gebied verdeeld is, en dat de ruimtelijke verdeling van aantrekkelijke vegetatie zodanig is dat de concentraties van pathogenen hoger kunnen uitpakken dan in eerste instantie ingeschat. Er is bijvoorbeeld 1% kans (cumulatieve frequentie van 0.99 in Figuur 8) dat de concentratie hoger is dan 10^{-11} (en max 10^{-2}) in het random model, en 1% kans dat de concentratie hoger is dan 10^{-2} (en max 10^{-1}) in het begrazingsmodel. Dit impliceert ook dat door te zorgen voor andere vegetatie bij de winputten, de kans op hoge concentraties pathogenen verlaagd kan worden.



FIGUUR 8. CONCENTRATIE PATHOGENEN BIJ DE WINPUT ONDER INVLOED VAN EEN RANDOM MESTVERDELING EN EEN OP BASIS VAN EEN BEGRAZINGSMODEL.

4.4 Mestuitspoeling

Hijnen et al. (2013) hebben bij een berekening van 12,5 mm in een kwartier, daarna drie kwartier nadruppelen, gedurende enkele uren de inspoeling van mest en *E. coli* in de bodem gemeten. Op een zandbodem is voor *E. coli* een inspoeling van 0.33% per mm vastgesteld. Wanneer deze waarden ingevoerd worden in het AMVD-model van 2012, dan valt de uitkomst precies op de lijn $\alpha = 5$ (Figuur 7.6, Hijnen et al. 2012) die is toegepast in 2012 (zie Figuur 9). Dit betekent dat er geen aanpassingen nodig zijn in het model voor de inspoeling³.



FIGUUR 9. UITGESPOELDE FRACTIE NA 10 UUR BEREKENEN VOLGENS DE FORMULE VAN HET AMVD-MODEL UIT 2012 VOOR VERSCHILLENDE WAARDES VAN α EN β (Hijnen et al. 2012), EN METINGEN VAN GUBER EN BRADFORD EN SCHIJVEN. HET RESULTAAT VAN HIJNEN ET AL. (2013) IS HIER AAN TOEGEVOEGD.

³ Wel is er in de modelcode een foutje gevonden, voor het omrekenen van mm/h naar cm/h is per ongeluk vermenigvuldigd met 10, waar gedeeld moest worden door 10. In de modelberekeningen in dit rapport is hiervoor gecorrigeerd. Voor de gevoeligheidsanalyse in het 2012 rapport maakt deze fout niet veel uit.

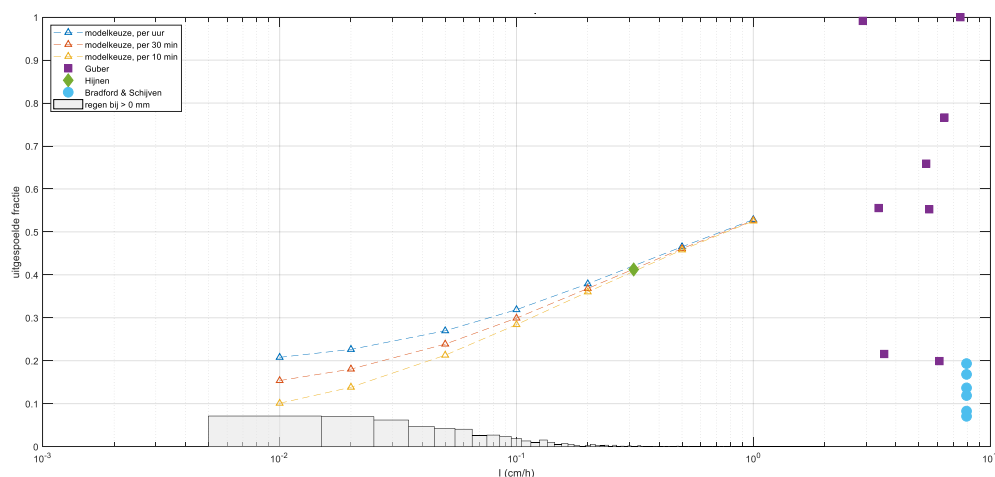
Er is in 2012 gerekend met een regenreeks van het KNMI. De reeks bestaat uit uurwaardes, en voor iedere dag dat het regende is het aantal uren met regen en de gemiddelde regenintensiteit van deze uren gebruikt in het model. De volgende formule is gebruikt om de uitgespoelde fractie te bepalen:

$$\Delta C = 1 - \frac{1}{(1 + \alpha \beta T)^{1/\beta}}$$

met $\beta = 5$ en $\alpha = 0.0361 + 0.803 \times q$, en q de regenintensiteit in cm/h en T de regenduur in uren. De formule schaal niet lineair met de tijd. D.w.z. dat wanneer de formule wordt toegepast voor een lange regenreeks van 10 uur ($T = 10$), er een andere uitkomst is dan wanneer deze wordt toegepast voor elk uur apart (10 maal, waarbij $T = 1$). Verondersteld wordt dat wanneer een bui een korte tijd wordt onderbroken door een droge periode, niet direct een nieuwe reeks begint, maar zolang de mest en bodem nog nat zijn, de bui als een aangesloten reeks gezien kan worden die als één inspoeling wordt gemodelleerd. In het model van 2012 is per dag de uitgespoelde fractie bepaald, de volgende dag is opnieuw gerekend met een nieuwe reeks. Voor regenbuien die meerdere dagen duren is niet gecorrigeerd.

In bovenstaande formule is gerekend met de gemiddelde regenintensiteit tijdens de uren met regen op een dag. Omdat de formule niet lineair schaal met de tijd is dit de enige mogelijkheid. Onbekend is wat het effect is van variabele regenintensiteit op de (gefitte) parameterwaardes α en β . De uurwaardes van het KNMI geven niet aan hoe lang het gedurende dat uur geregend heeft. Het zou kunnen dat de regen niet in een uur, maar in een half uur, of in 10 minuten is gevallen. Voor hoge regenintensiteiten is de parameter α vrijwel lineair met de regenintensiteit, en is het niet relevant of de hoeveelheid regen in een uur of 10 minuten is gevallen, voor lage regenintensiteiten maakt het mogelijk wel uit. Figuur 10 laat de uitgespoelde fractie zien afhankelijk van de regenintensiteit, en de gemiddelde regenintensiteit per uur van 2005 t/m 2009. De figuur laat zien dat lage regenintensiteiten vaker voorkomen en dat de metingen uit de literatuur typisch bij erg hoge "regenintensiteiten" zijn gedaan. Figuur 10 laat zien dat door uurwaardes te nemen, de ingespoelde fractie mogelijk iets overschat wordt, maar onduidelijk is of de waardes van α en β mogelijk nog zouden veranderen bij onderbroken buien.

We concluderen dat aan het model voor inspoeling geen wijzigingen aangebracht hoeven te worden.

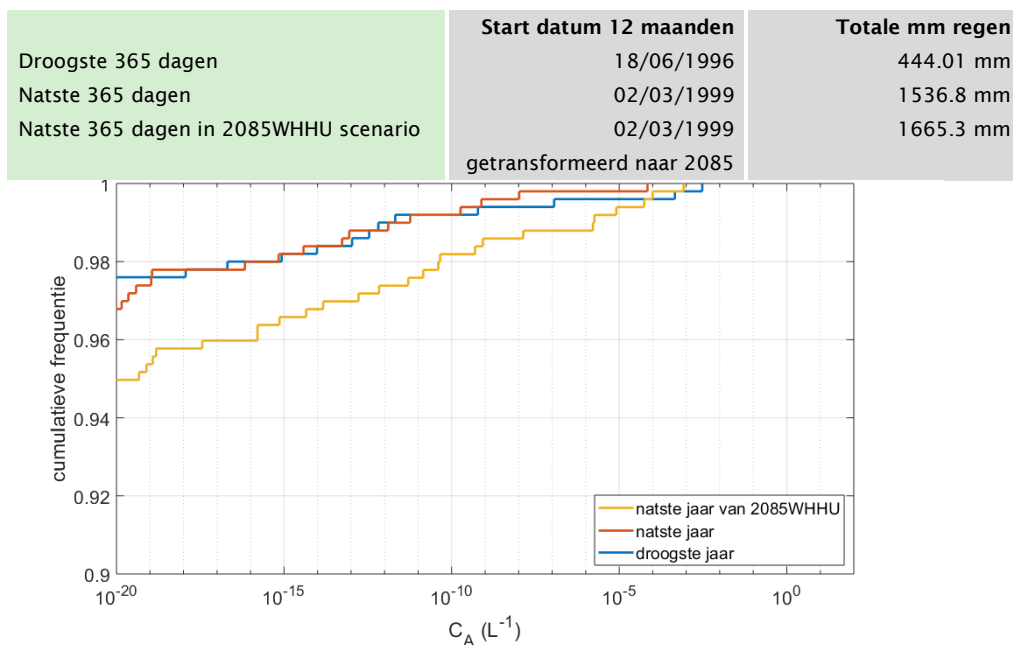


FIGUUR 10. UITGESPOELDE FRACTIE NA 10 UUR BEREKENEN VOLGENS DE FORMULE VAN HET AMVD-MODEL UIT 2012 VOOR VERSCHILLENDE WAARDEN VAN REGENINTENSITEIT EN $\beta = 5$ (HIJNEN ET AL. 2012) EN METINGEN VAN FIGUUR 9. TEVENS IS DE GEMIDDELDE REGENINTENSITEIT 2005-2009 (BIJ > 0 MM REGEN) UITGEZET PER 0.1 MM/H.

4.5 Model regenval

Voor het beoordelen van de invloed van regenval op de uiteindelijke concentraties bij de winput hebben we gebruik gemaakt van KNMI'14 (Bakker 2015) data en synthetische data. In Figuur 11 wordt de verschillende KNMI data met elkaar vergeleken. Hierbij worden de droogste 12 maanden vergeleken met de natste 12 maanden van de afgelopen ~100 jaar. Ook is er een berekening gedaan op basis van de natste 12 maanden van een mogelijk toekomst scenario voor 2085 van het KNMI (Bakker 2015). In Tabel 13 staan enkele gegevens van de gebruikte regenreeksen.

TABEL 13. ENKELE GEGEVENS VAN DE GEBRUIKTE REGENREEKSEN



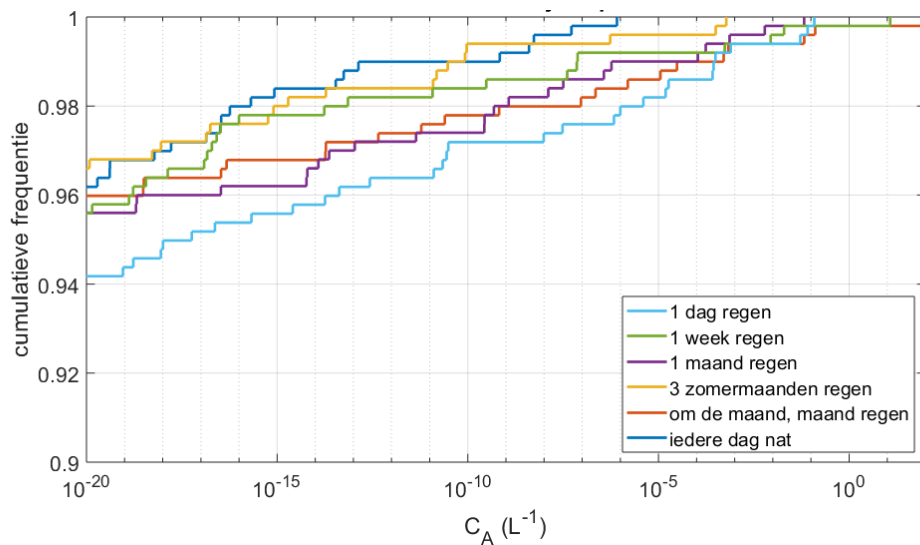
FIGUUR 11. CONCENTRATIE BIJ WINPUT ONDER INVLOED VAN VERSCHILLENDE REGEN SCENARIOS

Hoewel de natste regenreeks iets grotere kans geeft op een hoge concentratie bij de winput verschillen de drie resultaten niet uitgebreid van elkaar. ~98% van de modellen die gemodelleerd zijn met het natste jaar van de 2085 getransformeerde data heeft een putconcentratie van $< 10^{-10} \text{ L}^{-1}$. Voor het natste en droogste jaar van de niet getransformeerde data is dit $< 99\%$. Ook wordt de hoogste concentratie bij de winput gevonden voor een simulatie met het droogste jaar. Wanneer men bedenkt dat er meer dan 1000 mm verschil zit tussen de droogste en natste 12 maanden suggereert dit dat het model niet heel gevoelig is voor regen hoeveelheid alleen. Om dit verder uit te zoeken hebben we ook enkele synthetisch gegenereerde regenreeksen gebruikt om de invloed van hoeveelheid versus frequentie van regen te onderzoeken. Deze scenario's zijn samengevat in Tabel 14.

TABEL 14. BESCHRIJVING VAN 6 SYNTHETISCHE REGENREEKSEN

Scenario	Beschrijving
Iedere dag regen	1400 mm gelijk verdeeld over 365 dagen (3.8 mm per dag)
Om de maand regen	1400 mm gelijk verdeeld over 6 maanden, maand droog, maand constant regen (7.6 mm per dag)
3 maanden regen	1400 mm gelijk verdeeld over 3 aaneengesloten maanden (15.2 mm per dag)
1 maand regen	1400 mm gelijk verdeeld over 1 maand (45.2 mm per dag)
1 week regen	1400 mm gelijk verdeeld over 1 week (200 mm per dag)
1 dag regen	1400 mm allemaal in een dag

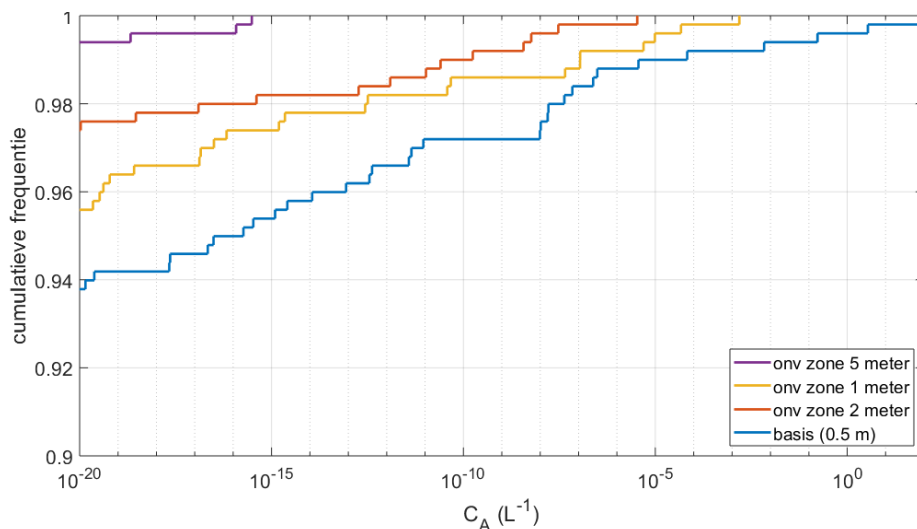
Met de bovenstaand beschreven regenreeksen onderzoeken we de gevoeligheid van het model voor hoeveelheid regen ten opzichte van de frequentie van regen. De resultaten staan in Figuur 12. Ook hier zijn de verschillen niet heel groot maar in het algemeen kan gezegd worden dat grote hoeveelheden regen in een kort tijdsbestek voor hogere concentraties zorgen dan constant regen. Omdat de mogelijke concentraties bij de winput voor de regen-scenario's niet wezenlijk verschillen met die van de synthetische regenreeksen is het voldoende om te rekenen met het natste jaar van een desbetreffend klimaatscenario of historische reeks. Op die manier is het mogelijk om wel gebruik te maken van lokale gegevens, door de tijdreeks te nemen van een weerstation dat in de buurt van het wingebied ligt (en dus niet alleen van de Bilt).



FIGUUR 12. CONCENTRATIE BIJ WINPUT ONDER INVLOED VAN VERSCHILLENDE SYNTHETISCHE REGENREEKSEN. VOOR IEDERE REEKS GEEFT 97-99% VAN ALLE MODELLEN EEN CONCENTRATIE BIJ DE WINPUT VAN $< 10^{-10} \text{ L}^{-1}$. DIT IS VRIJWEL GELIJK AAN DE HISTORISCHE EN GETRANSFORMEERDE REGENREEKSEN.

4.6 Verwijdering in de onverzadigde zone

Uitgangspunt in het model van 2012 is een lineaire verwijdering per meter onverzadigde zone. In Figuur 13 is de invloed van de dikte van de onverzadigde zone te zien. Deze laat, begrijpelijk, zien dat hoe dikker de onverzadigde zone (het gaat hier om een uniforme dikte) hoe kleiner de kans op hoge concentraties bij de winput. Het ophogen van het maaiveld / dikker maken van de onverzadigde zone van 0,5 naar 1,0 meter leidt er toe dat de maximale concentratie verlaagd wordt van 10^2 naar 10^{-3} (5 logeenheden lager).

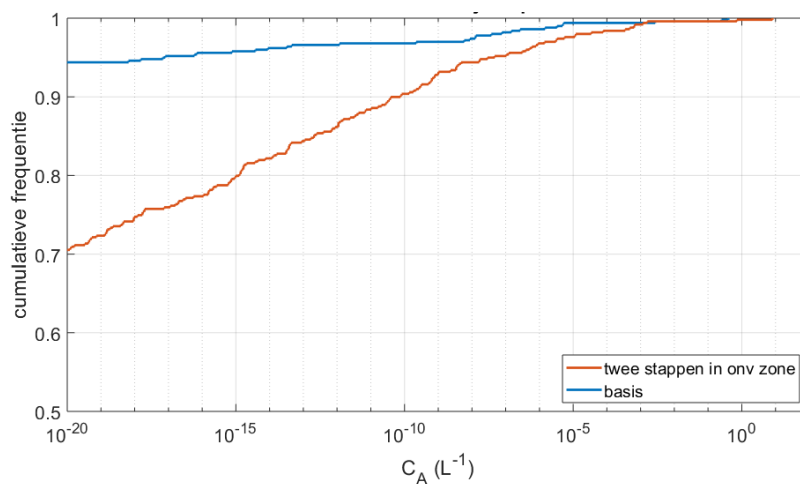


FIGUUR 13. CONCENTRATIE BIJ WINPUT ONDER INVLOED VAN DE DIKTE VAN DE ONVERZADIGDE ZONE

Bijlage 10 van BTO 2012.015 gaat over de verblijftijdberekening in de onverzadigde zone. In 2012 is besloten dat er te weinig informatie was om een andere berekening te rechtvaardigen. In de afgelopen jaren is echter gebleken dat er niet zozeer sprake is van verwijdering in de onverzadigde zone als wel van retentie (d.w.z. de micro-organismen

blijven hangen in de onverzadigde zone) en (zeer) langzame afsterving van pathogenen (Hornstra en Cirkel 2018). Een volgende regenbui kan de pathogenen vervolgens weer mobiliseren.

Een andere interpretatie van de modelaanpak van 2012 is dat de retentie afhankelijk is van de dikte van de onverzadigde zone en dat alle pathogenen die de verzadigde zone niet halen afsterven. Er zijn echter redenen om aan te nemen dat pathogenen maandenlang kunnen overleven in de onverzadigde zone (Hornstra et al. T.B.P.); de afsterving van de indicatororganismen is in een zandpakket anders dan in de waterfase en dat geldt ook voor de pathogenen. Waarna ze met een hevige regenbui mogelijk verder inspoelen en alsnog in de verzadigde zone terechtkomen. Om de invloed hiervan te onderzoeken is voor een simpele modelopzet gekozen waarbij de pathogenen ofwel tot de verzadigde zone reizen ofwel tot halverwege, waar ze dan bij een volgende regenbui alsnog eventueel de verzadigde zone bereiken. Figuur 14 laat zien dat dit grote invloed heeft op de pathogenen die uiteindelijk de put bereiken. In dit geval is de invloed heel duidelijk op de lagere concentraties, het verschil bij hogere concentraties is minder groot.



FIGUUR 14. CONCENTRATIE BIJ WINPUT ONDER INVLOED VAN DE MANIER VAN TRANSPORT IN DE ONVERZADIGDE ZONE (MET EEN DIKTE VAN 0.5 METER)

Hoewel deze aanpak waarschijnlijk niet realistisch is toont het wel aan dat het model gevoelig is voor de aanname dat alle pathogenen die niet direct de verzadigde zone bereiken, afsterven. Op het moment dat deze aanname niet volledig waar blijkt te zijn kan dit duidelijke gevolgen hebben voor de concentratie bij de winput. In 2018 lopen de onderzoeken DPWE 'Opbouw en remobilisatie van bacteriën in de onverzadigde zone' en BTO BO 'Mechanismen en kwantificeren herbesmetting Duin'. Het is de bedoeling dat de resultaten van deze onderzoeken in een andere modelaanpak worden vertaald, zodat in een update van het AMVD-model ook de onverzadigde zone kan worden verbeterd. Daarbij zal het patroon van regenval over de tijd ook mee worden genomen. Belangrijk is daarbij dat de afsterving van de pathogenen (niet alleen die van indicatororganismen) in de onverzadigde zone bekend is.

4.7 Verwijdering door de verzadigde zone

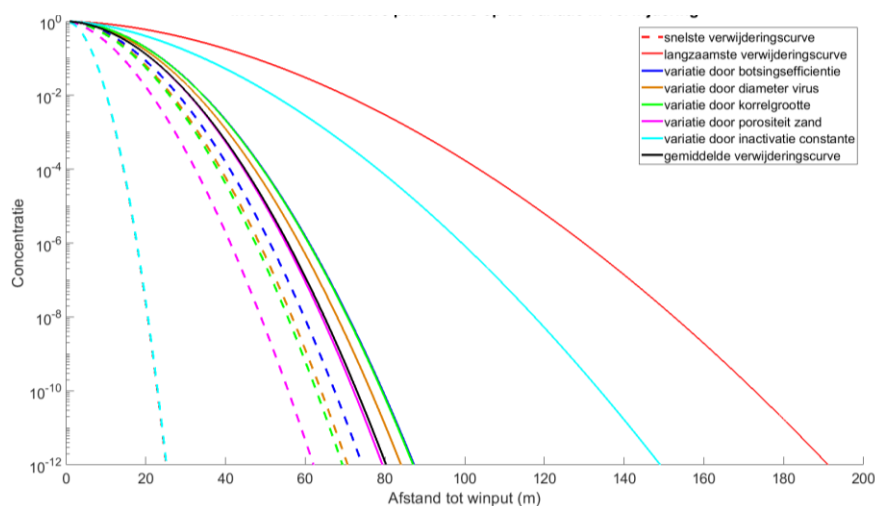
De mate van verwijdering in de verzadigde zone is afhankelijk van verschillende parameters die een zekere variatie en onzekerheid kennen. In Figuur 15 is de invloed van deze verschillende parameters op de totale variatie in verwijderingscurves weergegeven. Dit laat de totale variatie zien (rode curves) en de variatie zoals veroorzaakt door de

variatie/onzekerheid van de afzonderlijke parameters (in die gevallen zijn de andere parameters constant op hun gemiddelde).

Hieruit is af te leiden dat de variatie/onzekerheid in de inactivatieconstante de belangrijkste veroorzaker is van de totale variatie. Parameters die de inactivatieconstante beïnvloeden zijn het soort organisme, hoeveelheid water in de bodem, aanwezigheid zuurstof en mogelijk temperatuur. Daarmee zou een gebiedsafhankelijke parameter mogelijk kunnen zorgen voor minder onzekerheid in het model. Het is alleen niet eenvoudig om deze parameter te meten. De andere parameters hebben een veel kleiner effect op de totale variatie en zouden constant gehouden kunnen worden.

TABEL 15. DE GEBRUIKTE PARAMETERS EN HUN STANDAARDDEVIATIE IN DE VERSCHILLENDE GEVOELIGHEIDSANALYSES

Parameter	Gemiddelde	Standaarddeviatie
Botsingsefficiëntie	0.1	0.01
Diameter	1.5×10^{-6}	0.25×10^{-6}
Korrelgrootte	2.5×10^{-4}	4.0×10^{-5}
Porositeit zand	0.3700	0.0600
Inactivatieconstante	0.1490	0.0932



FIGUUR 15. VARIATIE IN VERWIJDERING ONDER INVLOED VAN DE VARIATIE/ONZEKERHEID VAN VERSCHILLENDE PARAMETERS WAARBIJ DE DOORGETROKKEN LIJNEN DE LANGZAAMSTE EN DE GESTIPPTELDE LIJNEN DE SNELSTE VERWIJDERINGSCURVES WEERGEVEN (N.B. DE RODE EN DE LICHTBLAUWE STIPPELLIJN VALLLEN SAMEN). VOOR DE GEMIDDELTE VERWIJDERINGSCURVE IS VOOR ELKE PARAMETER DE GEMIDDELTE WAARDE GEBRUIKT. WAARDES STAAN VERMELD IN TABEL 15.

4.8 Conclusie

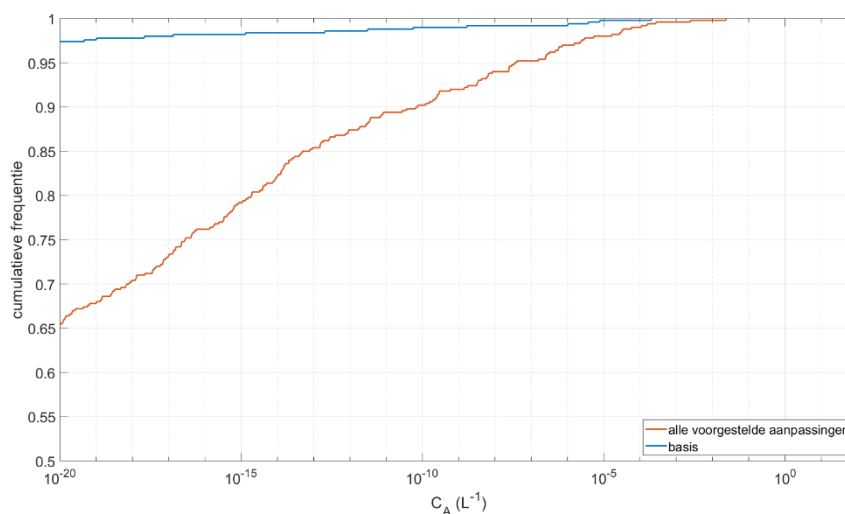
In Tabel 16 zijn in de laatste kolom de conclusies kort samengevat. Er is aangetoond dat door toegenomen PC-geheugencapaciteit de resolutie eenvoudig kan worden verfijnd. In Figuur 16 is het AMVD-model van 2012 vergeleken met een model inclusief de aanbevelingen:

- een mestdepositie op basis van een begrazingsmodel,
- alleen variatie in de inactivatieconstante bij de modelering van de verwijdering door de verzadigde zone,
- aanpassing van de modelbeschrijving van de onverzadigde zone (hier gemodelleerd door een vereenvoudigde tweelaags onverzadigdezonemodel).

Ad A. De invloed van een op een begrazingsmodel gebaseerde mestdepositie is in het voorbeeldgebied een ca. 3-5 log hogere berekende maximale concentratie pathogenen. Voor andere gebieden kan het verschil tussen de twee modellen heel anders zijn, of bijv. tot een lager risico leiden.

Ad B. De invloed is beperkt, en heeft vooral inzicht gegeven in de gevoeligheid voor de verschillende parameters.

Ad C. Deze aanpassingen hebben grote invloed op de mogelijke concentratie van pathogenen bij de winput. Er vindt op dit moment binnen DPWE en BTO onderzoeken plaats naar de onverzadigde zone. De bevindingen hiervan zouden moeten worden verwerkt in een AMVD modelupdate.



FIGUUR 16. EEN VERGELIJKING VAN HET AMVD-MODEL VAN 2012 MET EEN MODEL INCLUSIEF DE GEADVISEERDE AANPASSINGEN NAMELIJK: TWEE LAGEN ONVERZADIGDE ZONE, ENKEL VARIATIE/ONZEKERHEID IN DE INACTIVATIECONSTANTE EN EEN OP EEN BEGRAZINGSMODEL GEBASEERDE MESTDEPOSITIE. HET MODELFOUTJE DAT GEVONDEN WAS IN HET AMVD-MODEL VAN 2012 (ZIE VOETNOOT 3 IN PARAGRAAF 4.4) IS WEL AANGEPAST.

TABEL 16. SAMENVATTING BENODIGDE AANPASSINGEN PER MODELONDERDEEL

Modelonderdeel	Check benodigde aanpassing	Conclusie benodigde aanpassing
Mestdepositie	- Ruimtelijke resolutie vergroten (§ 4.2)	- 1 x 1 m Door toegenomen geheugencapaciteit pc's
	- Depositie afhankelijk van begrazing en vegetatie (§ 4.3).	- Toegepast, effect groot
Pathogenen in de mest	- Geen modelontwikkeling	X
Inspoeling van de mest	- Mestuitspoeling (§ 4.4)	- Geen wijziging nodig
	- Regenval (§ 4.5)	- Geen wijziging nodig
Transport door de onverzadigde zone	- Toevoegen doorslag na regen (§ 4.6)	- Effect is mogelijk groot, na 2019 juiste model implementeren
Transport door de verzadigde zone	- Vereenvoudiging model (§ 4.7)	Is mogelijk, uitbreiding model RIVM kan later worden ingepast
Risicobeoordeling	- Geen modelontwikkeling	x

5 Discussie en aanbevelingen verder onderzoek

5.1 Discussie modelontwikkeling

In dit rapport is een aantal suggesties gedaan om het AMVD model uit 2012 aan te scherpen. Dat is in hoofdstuk 3 gedaan op basis van de literatuur. In hoofdstuk 4 is op basis van een numerieke gevoeligheidsanalyse bepaald of het effect van een alternatieve aanpak significant is, en dus een aanscherping van het model relevant is, vanuit technisch oogpunt. De mestdepositie (ruimtelijke verdeling) en het model van de verwijdering in de onverzadigde zone (het mechanisme, maar ook pathogeenspecifieke afsterving) zijn de meest veelbelovende verbeteringen.

In hoofdstuk 2 is geïnterviewd wat het model moet kunnen en zijn vanuit de gebruiker de relevante aspecten benoemd. Het doorrekenen van maatregelen zoals afrastering, seizoensafhankelijke begrazing of aanpassing van de grondwaterstand zijn benoemd, en dat betekent dat ook vanuit dit oogpunt de mestdepositie (ruimtelijke verdeling) en het model van de verwijdering in de onverzadigde zone goed in het model moeten worden meegenomen.

5.2 Validatie

Een belangrijke stap in dit project is om ook na te denken over hoe het model gevalideerd kan worden.

Er zijn verschillende doelen van een validatie:

1. Vaststellen van de betrouwbaarheid van het model, en bepalen welke onderdelen betrouwbaarder moeten en kunnen worden gemaakt.
2. Bepalen hoe bruikbaar het model is om het risico vast te stellen en indien nodig te verlagen, ofwel om te bepalen hoe effectief maatregelen zijn.
3. Bepalen welke factoren bepalend zijn in de doorslag van pathogenen, waarna deze factoren vervolgens aangepakt kunnen worden.

De uitkomst van het stochastisch model is een waarschijnlijkheidsverdeling van lage concentraties. Een dergelijk model is niet eenvoudig te valideren, omdat de concentraties veelal onder de detectiegrens uitkomen, en er onvoldoende lange meetreeksen zijn van winvelden onder gelijke omstandigheden (begrazing, onttrekking, neerslag) om een representatieve verdeling van meetdata te hebben, of omdat besmettingen ook nog van andere bronnen kunnen komen. In het kader hieronder is de moeilijkheid van validatie nog wat verder toegelicht.

Wanneer van een winning positieve monsters beschikbaar zijn waarbij bekend is wat de oorzaak van de afwijking is zou deze meting wel geschikt kunnen zijn voor de validatie. Er zijn van een aantal winningen wel periodes met positieve monsters, maar van geen van deze afwijkingen is vastgesteld wat de oorzaak ervan was. Dit is ook niet eenvoudig te forceren; het is niet gewenst om een in een echt winveld opzettelijk mest dichtbij de winput te deponeren en de resulterende concentratie in de put te meten.

Toelichting bij het valideren van een stochastisch model

De uitkomst van het stochastisch model voor de concentratie in het grondwater op bijv. 1 september 2017 is niet slechts één getal, maar een verzameling van bijv. 100 getallen die samen kunnen worden beschreven met een waarschijnlijkheidsverdeling. De reden dat er zo veel verschillende uitkomsten zijn, is dat niet precies bekend is waar de feces liggen op alle dagen voorafgaand aan de specifieke dag (in het voorbeeld 1 sept 2017), hoe de verwijdering in de verzadigde zone er precies uitzag op de voorafgaande dagen etc. Eerste berekeningen met het model laat bovendien zien dat de verwachte variatie heel groot is, enkele tot tientallen logeenheden. In de werkelijkheid (met een heel specifieke ruimtelijke verdeling van feces en een heel specifiek verwijdering in de verzadigde zone) is er maar één uitkomst voor de concentratie. Het vergelijken van één getal met een waarschijnlijkheidsverdeling met bovendien een heel grote variatie (grote standaarddeviatie) is geen validatie van het model.

Doordat de historie van regenval van belang is, is de verwachte uitkomst van 2 september 2017 niet hetzelfde als van 1 september. Dus een jaar lang meten, betekent eigenlijk dat iedere dag hetzelfde probleem zoals hierboven geschetst optreedt. Wel zou een lange periode aan metingen inzicht kunnen geven in de verwachte variatie, en zou deze kunnen worden vergeleken met de variatie in het model.

De verwachte concentraties zijn laag, het 99-percentiel uit bijv. figuur 8 komt overeen met een dagconcentratie die eens per 100 jaar gemeten zou worden. In deze figuur is het 99-percentiel tussen de 10^{-2} en 10^{-3} ; om dit te meten zou een 1000 liter monster genomen moeten worden. Voor de lagere percentielen moeten dus nog grotere monstervolumes worden genomen.

Ook de validatie van de verschillende deelprocessen in het model (mestdepositie, inspoeling pathogenen in de onverzadigde zone, transport door en verwijdering in de onverzadigde en verzadigde zone) is niet eenvoudig. Ten eerste omdat ook hier niet veel metingen beschikbaar zijn. Ten tweede omdat de beschikbare metingen gebruikt zijn om de modellen op te stellen; deze metingen zijn specifiek uitgevoerd om processen beter te begrijpen (en dan eventueel te modelleren) en niet zozeer om een model te valideren. Ten derde zijn de processen vaak gemeten met indicatoren, en niet met de pathogenen die van belang zijn.

Historische monitoringsgegevens van *E. coli* en *enterococci* van betrokken drinkwaterbedrijven en relevante gegevens voor het model (b.v. neerslaggegevens van het KNMI, onttrekkingen, aantallen dieren) zullen worden opgevraagd in vervolgonderzoek naar de toepassing op praktijkcases. In het projectplan staat: "De uitkomsten van het model worden vergeleken met het daadwerkelijke aantal gemeten indicatorbacteriën in het onttrokken duininfiltraat of grondwater. Met deze gegevens wordt het AMVD model voor de locaties gevalideerd en achterhaald of het aantal *E. coli* en *enterococci* juist wordt gemodelleerd". De verwachting is dat het niet gaat lukken om op deze manier het model te valideren. De inactivatieconstante in de verzadigde zone is een sleutelparameter en die is sterk organisme-afhankelijk. Het transportkinetiekmodel is gebaseerd op virussen, terwijl de metingen op indicatorbacteriën zijn. Wanneer de transportkinetiekparameters voor *E. coli* en

enterococci beschikbaar zouden zijn, is het wellicht mogelijk om berekende frequentie op 'hoge' concentraties te vergelijken met de gemeten frequentie 'hoge' concentraties indicatorbacteriën.

Het numerieke model heeft als uitkomst een verwachte concentratie in het grondwater. Zoals gezegd, is het moeilijk om deze uitkomst met metingen te valideren. Daarnaast geeft het model ook als uitkomst een inschatting van het effect van maatregelen, zoals het verschil tussen het wel of niet toelaten van grote grazers in het wingebied, het verlagen van de grondwaterstand of het aanpassen van de vegetatie. Door de verschillen in twee meetreeksen van vergelijkbare gebieden met en zonder maatregelen te vergelijken met de verschillen in modeluitkomsten kan mogelijk wel een validatie worden gedaan. Hiervoor is het nodig dat de twee meetreeksen zoveel mogelijk vergelijkbaar zijn behalve dan op het aspect van de maatregel. Dat kan worden bereikt door in één gebied twee jaren (een met en een zonder de maatregel), of in een jaar twee naast elkaar gelegen gebieden (een met en een zonder de maatregelen) met elkaar te vergelijken. Het probleem van de lage concentraties en de grote volumes voor de monsters blijft ook hier bestaan.

Kortom, validatie van het model is niet goed mogelijk. Een praktijkcase zal wel antwoord moeten kunnen geven om specifieke vragen die het waterbedrijf heeft over het gebied.

5.3 Mogelijkheden tot verbetering van geschatte mestdepositie

Zoals in §4.3.2 is beschreven, was het niet mogelijk om het prototype van het begrazingsmodel op ICAS toe te passen, omdat daarvoor een groot aantal aanpassingen aan het model nodig zouden zijn geweest. Gewasproductiecijfers en mate van begrazing waren van ICAS niet beschikbaar. Om toch een schatting te kunnen maken van de kans op mestdepositie per gridcel, zijn de resultaten van de toepassing van het begrazingsmodel op het duingebied Meijndel vergeleken met de mestinventarisaties in de productielocatie Ouddorp (§4.3.3) en vervolgens doorvertaald naar ICAS (§4.3.5). Het moge duidelijk zijn dat de betrouwbaarheid van deze schatting kan worden vergroot, door het begrazingsmodel zodanig aan te passen dat het geschikt wordt voor toepassing op ICAS.

De betrouwbaarheid van de geschatte kansen op mestdepositie kan verder worden verhoogd door de volgende aanpassingen:

- 1) Het begrazingsmodel van Runhaar et al. (2015) berekent alleen voor de zomerperiode productiecijfers, terwijl bij jaarrondbegrazing juist de beschikbaarheid van voedsel in de winter voor grote grazers beperkend is. Het begrazingsmodel zou hierop moeten worden uitgebreid.
- 2) Het begrazingsmodel richt zich op grote grazers als runderen en paarden. Deze grote grazers komen in ICAS momenteel niet voor. Daarentegen wordt het gebied sterk begraasd door ganzen. Dorland et al (2014) gaven aan dat van deze soortsgroep de fecale depositie en aanwezigheid van pathogenen beter in kaart gebracht moeten worden. Van ganzen is bijvoorbeeld bekend dat ze graag uitzicht hebben en dus een voorkeur hebben om bovenop heuveltjes te gaan zitten, en juist niet in hoog riet of struiken willen zitten.
- 3) In het verlengde daarvan wordt aanbevolen om (specifiek voor ICAS) te onderzoeken of ook voor andere dieren (o.a. ganzen, watervogels, konijnen, dassen, reeën, vossen, wilde zwijnen, schapen) een relatie tussen (duin)vegetatietype, mate van begrazing en verspreiding van fecaliën kan worden vastgesteld.
- 4) De aanname of de begrazingssnelheid constant is tussen vegetatietypen dient nader te worden onderzocht. In dit onderzoek zijn we ervanuit gegaan dat dit zo en is de geschatte verblijftijd door begrazing, en daarmee de kans op mestdepositie per tijdseenheid, gelijk tussen de vegetatieklassen.

- 5) In dit onderzoek is voor het gemak aangenomen dat mestdepositie gelijkmatig over een dag plaatsvinden, terwijl in werkelijkheid deze deposities anders over een dag verdeeld zijn. Vooral direct na rust- en herkauwperiodes is de defecatiefrequentie hoger dan gemiddeld. Aangezien runderen dit met name op de relatief drogere terreindelen en in de luwte van struwelen zullen doen, is de vermelde schatting van mestdepositie in deze vegetatieklassen een onderschatting van de werkelijke mestdepositie. Nader onderzoek naar verspreidingspatronen van grote grazers in (duin)gebieden kan de betrouwbaarheid van de geschatte waarden vergroten.

Een toepassing kan vervolgens zijn om het effect van een andere vegetatieklasse rond de winputten (bijv. 'nat loofbos', zie Tabel 8) op de concentratie pathogenen door te rekenen en zo de effectiviteit van een dergelijke maatregel in te schatten.

5.4 Aanbevelingen vervolg

In het BTO bedrijfsonderzoek van 2018 wordt onderzocht volgens welk mechanisme de doorslag van de indicatoren *E. coli* en *enterococci* in de duinen plaatsvindt. Deze informatie kan geïncorporeerd worden in het nieuwe model.

Bij de kalksteenwinningen in Limburg en de kwetsbare grondwaterwinningen is nog weinig bekend over doorslag van indicatoren en pathogenen. Toepassing van het model op verschillende soorten bodempassage maakt de reeds ontwikkelde kennis breder toepasbaar en biedt nieuwe inzichten voor die situaties. Met behulp van modellen kunnen ook de effecten van externe invloeden, zoals klimaatverandering, of wijzigingen in het systeem, zoals begrazingsbeleid, worden voorspeld.

Toepassing van het model op een praktijkcase heeft als doel om te toetsen of het model toegepast kan worden in de praktijk. Daarbij komen de volgende aspecten naar voren: a) kunnen alle invoerparameters worden verzameld, zoveel mogelijk locatiespecifiek?; b) kunnen maatregelen worden getoetst om met het model door te rekenen?; c) kan de modelaanpak bijdragen aan begrip voor de specifieke locatie, ook met het oog op historische metingen? Naar verwachting zal het niet eenvoudig zijn om het model te valideren, maar mogelijk kan een praktijkcase wel inzicht geven in hoe een deel van het model gevalideerd zou kunnen worden.

6 Referenties

- Aggenbach, C. J. S., van Loon, A., Raterman, B., de Haan, M. en Dorland, E. (2015). "Onderzoek duinvalleien Oostvoorne en Goeree. Westduinen, Heveringen en Vogelvlak & Vliegveldvallei." *KWR 2015.099*, KWR, Nieuwegein.
- Aland, A., Lidfors, L. en Ekesbo, I. (2002). "Diurnal distribution of dairy cow defecation and urination." *Applied Animal Behaviour Science*, 78(1), 43-54.
- Bakker, A. (2015). "Time series transformation tool version 3.1."
- Dorland, E., Heijnen, L., Annema, M. en Suylen, T. (2016). "Toepassing inventarisatieprotocol "Verspreiding van fecaliën in DPWE-waterwingebieden"." *KWR 2016.019*, KWR, Nieuwegein.
- Dorland, E., Hijnen, W. A. M. en Heijnen, L. (2014). "Verspreiding van fecaliën in de waterwingebieden van de DPW bedrijven. Pilot in Infiltratiegebied Castricum (ICAS)." *KWR 2014.013*, KWR, Nieuwegein.
- Engström, E., Thunvik, R., Kulabako, R. en Balfors, B. (2015). "Water transport, retention, and survival of *Escherichia coli* in unsaturated porous media: a comprehensive review of processes, models, and factors." *Critical reviews in environmental science and technology*, 45(1), 1-100.
- Heijnen, L. (2015). "Identificeren van de bron van fecale besmettingen." *KWR 2015.036*, KWR, Nieuwegein.
- Hijnen, W., Blokker, E. J. M., Heijnen, L., Vink, C. en Medema, G. J. (2012). "Gezondheidsrisico's door begrazing en recreatie. Ontwikkeling van een stochastisch model." *BTO 2012.015*, KWR, Nieuwegein.
- Hijnen, W. A. M., Brouwer-Hanzens, A. J., Smit, H., Oorthuizen, W. A., Dullemont, Y. J. en Hoogenboezem, W. (2013). "Uitspoeling van pathogene micro-organismen uit Galloway mest en menselijke diarree tijdens regenval." *KWR 2013.024*, KWR, Nieuwegein.
- Hijnen, W. A. M., Cirkel, D. G., Brouwer-Hanzens, A. J., Cai, J. H. en Oorthuizen, W. A. (2014). "Verwijdering van *Escherichia coli* en MS2 in de onverzadigde zone en de invloed van dikte, regenintensiteit en opgeloste organische stof." *BTO 2014.020*, KWR, Nieuwegein.
- Hirata, M., Higashiyama, M. en Hasegawa, N. (2011). "Diurnal pattern of excretion in grazing cattle." *Livestock Science*, 142(1-3), 23-32.
- Hornstra, L. (2016). "Nieuwe indicatororganismen om de verwijdering van virussen door zuiveringsprocessen te bepalen." *BTO 2016.041*, KWR, Nieuwegein.
- Hornstra, L. en Cirkel, D. G. (2018). "Overleving van *Escherichia coli* en *Enterococcus moraviensis* in duinzand." *KWR 2018.005*, KWR, Nieuwegein.
- Hornstra, L. M., Cirkel, D. G., Borst, L. en Lohman, B. (T.B.P.). "The effect of soil heterogeneity on transport of *Escherichia coli* and *Enterococcus moraviensis* in unsaturated soil in the field by simulated heavy rainfall." *Water Research*.
- Hornstra, L. M., Schijven, J. F., Waade, A., Prat, G. S., Smits, F. J. C., Cirkel, D. G., Stuyfzand, P. J. en Medema, G. J. (2018). "Transport of bacteriophage MS2 and PRD1 in saturated dune sand under suboxic conditions." *Water Research*, 139, 158-167, doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.054>.
- Klapp, E. (1965). "Grünlandvegetation und standort: nach beispielen aus west-, mittel- und süddeutschland."
- Penders, E. J. M., van Lieverloo, J. H. M., Hijnen, W. A. M. en Blokker, E. J. M. (2015). "DPW project Microbiologische risico's bij de winning van drinkwater na duininfiltratie." *201509*.
- Robichaud, M. V., de Passillé, A., Pellerin, D. en Rushen, J. (2011). "When and where do dairy cows defecate and urinate?" *Journal of dairy science*, 94(10), 4889-4896.
- Runhaar, H. J., Bokdam, J. en Witte, J. P. W. (2015). "Modellering selectieve begrazing in de duinen." *KWR 2015.098*, KWR, Nieuwegein.

- Runhaar, J., Witte, J. P. M., Bokdam, J. en van de Hagen, H. (2017). "Waar grazen onze grote grazers? Een ruimtelijk model voor het berekenen van de graasdruk in natuurgebieden." Vakblad Natuur Bos Landschap, 16-19.
- Smeets, P. (2007). "Modellering virusverwijdering infiltratie." *KWR 07.087*.
- van Bel, N., van der Veen, A., Brouwer, A. en Hijnen, W. (2016). "Groeï en afsterving van *E. coli* bacteriën in duinzand en entzand." *BTO 2016.107*, KWR, Nieuwegein.

Bijlage I Verslag gesprek PWN

Belangrijkste is kennisborging, alle kennis bij elkaar brengen. De bril van modelleren helpt ook om een en ander aan elkaar te knopen. Gevoel is wel dat het nog te vroeg is om een beter model te maken, omdat nog niet alle aspecten voldoende zijn onderzocht. Het zou mooi zijn als het project leidt tot inzicht in wanneer het opportuun is om een beter model te maken. Deelmodellen kunnen wel ontwikkeld worden, totaalmodel lijkt niet nodig.

Er zullen slechts weinig gebruikers zijn (PWN, Evides, Dunea, Waternet, Oasen misschien), en dan ook maar af en toe. Bijvoorbeeld wanneer afwijkingen zijn geconstateerd in de AMVD of wanneer aanpassingen van de winvelden worden gepland. Het lijkt een prima optie om op het moment dat er voldoende extra kennis meegenomen kan worden een model te maken dat door KWR onderzoekers kan worden toegepast op het moment dat er een vraag is. Op dat moment kan voor locatiespecifieke zaken het model nog worden uitgebreid; dus een model van basisblokken met de nieuwste kennis is voor nu voldoende.

Kan het model helpen om betekenis te geven aan een incident? Dus als er *E. coli* wordt aangetroffen, waar komt het vandaan? Is de zuivering voldoende? Hoe lang is het er, hoe lang blijft het nog, hoeveel mensen zijn potentieel getroffen? Welke pathogenen?

Uitdaging lijkt ook om vast te stellen of de normale achtergronddoorslag leidend is in het infectierisico, of juist de sporadisch optredende kortsluitdoorslag.

Maatregelen zitten vooral in de zuivering (nadesinfectie), niet zozeer in de winning. Dus hoe zinvol is een AMVD-model? Tenzij voldoende kwantitatief bepaald kan worden wanneer de zuivering aangepast moet worden (soms een beetje extra desinfectant).

PWN heeft ook onderzoek gedaan, zelf

- Stochastisch model (door Paul Baggelaar en Eit van der Meulen, AMO-Icastat) om correlatie aantal ganzen, temperatuur, grondwaterstand en coli's te vinden ⇒ grondwaterstand belangrijkste, maar zwakke correlatie.
- Lucas Borst heeft gekeken naar 10-daagse regenreeksen, in verleden en toekomst (klimaatverandering).
- oorwurmen, ook veel coli en *E. coli* in feces in buitenste ring rond de onttrekkingsput. Nu beter ontwerp, minder oorwurmen. Effect verder onbekend.
- Eén put die lang besmet bleef, helemaal ontgraven, iedere dm³ onderzocht, maar geen oorzaak (dood beest of zo) gevonden.
- In periode ca. 2010-2014 is ICAS-gebied geheel vergraven en opgehoogd. Gedurende deze periode heeft PWN meer besmettingen gehad. In 1994 hebben ze ook al eens een grote renovatie van het gebied gehad, ook toen waren er grote besmettingen. Hoe komt dit? Mogelijk doordat de grond zich nog moet zetten (kortsluitstromen) of doordat de ecologie zich nog moet vormen (afbraak / nagroei op voedingsstoffen is nog niet in evenwicht).
- *Enterococci* als indicator van lange besmetting, coliformen van korte / kort geleden besmetting. Zou kunnen omdat uit onderzoek (Luc en Gijsbert) bleek dat doorslag van coli's sneller is. In periode ca. 2010-2014 is gebied geheel vergraven en opgehoogd. Gedurende deze periode hebben we meer besmettingen gehad.

- In 1994 hebben we ook al eens een grote renovatie van het gebied gehad, ook toen waren er grote besmettingen. *Enterococci* blijven langer in bovenste laag hangen.
- Nagroei van coli's in langzame zandfilters. Daar telkens nieuwe voedingsstoffen aangevoerd. Dat is anders dan in de bodem. In LZF: bij lage temperatuur minder snelle groei, daarmee ook minder hoge max aantallen, en minder langzame afsterving (vanaf dag 5?) ⇒ na 10 dagen gelijke aantallen bij 5 en 18 graden.
- Lastig vast te stellen in de zuivering waar de coli nu binnenkomt. Vanuit de winvelden via leidingen waarin veel sediment zit. Lastig om coli van het sediment te scheiden, en dan goed te meten. Er is ook variatie, soms slechts in één bak, soms in vier. Er lijkt ook verschil met seizoen, niet alleen temperatuur, maar ook qua voedingsstoffen (ganzen die vers gras eten of iets anders)
- Aangesloten bij BO Dunea (door Luc en Gijsbert), interessant

Vragen:

- Wat is effect als er één insect in de put valt?
- Wat vinden de andere bedrijven? Evides - Eveline Sacks, Dunea - Wim Oorthuizen (en Karin Lekkerkerker, BO), Waternet - begin bij Leon Kors.
- Als er een verschil in doorslag is tussen coli's en *enterococci*, wat betekent dat dan voor pathogenen?
- Hoe kun je stochastisch risicomodel verifiëren? Hoe kun je model 2018 (als dat er komt) vergelijken met model 2012, als er geen verificatiemeting is. Besteed hier aandacht aan
- Hoe weet je lokaal wat de kortsluitstromen zijn? Benieuwd naar metingen Dunea, in vergelijking met ICAS

d.d. 31 aug 2018 heeft Lucas Borst een overzicht gestuurd van onderzoeken bij PWN, samenvatting:

- Er zijn verschillende onderzoeken geweest naar specifieke incidenten (2011-2013, 2014, 2015-2016), zonder dat dit tot duidelijk aanwijzen van oorzaken heeft geleid, wel een indicatie van mogelijke invloedsfactoren (aanwezigheid ganzen, oorwurmen, mensen, mieren; neerslag, grondwaterstand). Ook is gekeken naar invloed van werkzaamheden en renovatie, of heel specifieke zaken zoals lekkende vacuümleidingen. Ook zijn besmette putten afgegraven om de oorzaak te vinden (zonder succes)
- Er zijn enkele onderzoeken geweest naar indicatororganismen. *E. coli* en *enterococci* zijn nog steeds goede indicatoren. Voor feces van ganzen zou *Enterococcus Haemoperoxidus* in aanmerking komen.
- Er is onderzoek gedaan aan uitspoeling uit mest (Hijnen et al. 2013). Hier is een lineaire relatie met regenval aangetoond. Ook bleek hier een hogere uitspoeling dan op basis van de literatuur was ingeschat.
- Er is specifiek gekeken naar de invloed van transport door de bodem. Gebleken is dat er minder problemen optreden bij langere afstand en hoger onttrekkingsdebiet, dan bij kortere hogere en lager onttrekkingsdebiet (Smeets 2007). Dit suggereert dat vooral afstand en niet zo zeer reistijd van belang is. Ook is gebleken dat de heterogeniteit van de bodem kan leiden tot snel transport, maar daarbij is niet aangetoond dat er bij korte stroompaden ook een hoger risico op besmetting is.
- Met name is er veel onderzoek gedaan naar transport en overleving in de onverzadigde zone. Statistische analyses hebben niet geleid tot sterke correlaties, maar er is wel een duidelijke indicatie dat er meer besmettingen optreden bij hevige regenval, tenzij de grondwaterstand heel laag is (en de onverzadigde zone dus dik is). Een verandering van de grondwaterstand (door verandering van het onttrekkingsdebiet) kan leiden tot piek in bacteriën (doorslag). Overleving in de onverzadigde zone kan heel lang (enkele maanden zijn (Hornstra en Cirkel 2018), en er is beperkte nagroei in het duinzand (van Bel et al. 2016). Transport kan heel snel zijn (80 cm in 24 uur), en er is een afname gevonden

over de diepte (6 log op 1 meter); dit lijkt met name te wijten aan retentie, niet aan verwijdering door de bodem (Hornstra et al. T.B.P.; Hornstra et al. 2018).

Daarnaast zijn verscheidene maatregelen getroffen:

- Schoonmaakprocedures rond werkzaamheden en peilen zijn verbeterd
- Pakkingen putkast zijn vervangen
- Luchtdopjes voor de ontluchting van putten zijn (geplaatst, vervangen, schoongemaakt?)
- Drukopnemers voor grondwaterstandsbewaking zijn gekalibreerd
- Flappen rond putten (10 m²) op ca. 0,7 m onder maaiveld zijn geplaatst tegen kortsluitstroming
- De onverzadigde zone is opgehoogd (1,5 m i.p.v. 1,0 m)
- Er zijn ganzen + ganzenhekjes geplaatst, om ganzen te weren

De belangrijkste vragen lijken nog te zijn:

- Hoe kunnen incidenten (aantreffen van indicatororganismen) effectiever worden onderzocht, zodat de oorzaak gevonden kan worden en de juiste maatregelen getroffen kunnen worden? En ook (op de langere termijn) geleerd kan worden van de incidenten en algemene maatregelen getroffen kunnen worden.
- Wat is de betekenis van onze indicator, de coliformen? In hoeverre geven deze een goede waarschuwing, of geven ze (te) vaak een vals-positief signaal?
- Kan daarbij ook gebruik worden gemaakt van de (transport)eigenschappen van verschillende indicatoren? Wanneer *enterococci* langzamer door de bodem worden getransporteerd dan *E. coli*, kan dit gegeven mogelijk leiden tot een betere indicatie van de start van de besmetting.
- Welke maatregelen zijn noodzakelijk? Wat kan PWN reguleren aan begrazing? Hoeveel gronddekking is er nodig? Welk onttrekkingsdebiet, i.c.m. grondwaterstand en benodigde minimale reistijd, is acceptabel?

Bijlage II e-mail Wim Oorthuizen (d.d. 15 mei 2018)

Op 10 april hebben we bij Dunea een startoverleg georganiseerd over het BTO/BO 2018 projectplan 'Mechanismen en kwantificeren herbesmetting Duin' (zie bijlage 1). Dit startoverleg was bedoeld om op basis van wederzijdse kennisuitwisseling en eerder opgedane ervaringen bij KWR, PWN en HWL op dit gebied, de beoogde BO proefopzet te concretiseren. Als praatplaatje hebben Luc en Gijsbert daarvoor met een PowerPoint presentatie een aanzet geven (zie bijlage 2). Bij dit startoverleg waren aanwezig: Bernadette Lohmann, Lucas Borst, Dirk Heemskerk, Gijsbert Cirkel, Jamal El Majjaoui, Karin Lekkerkerker, Luc Hornstra, Maja Taucer en mijzelf.

De vraag die we als Dunea namelijk hebben is 'welke mechanismen van herbesmetting van duinwater kunnen het aantreffen van het fecale indicatororganisme *E. coli* in onttrokken duinfiltraat bij Dunea verklaren, kunnen we de mate van herbesmetting kwantificeren en hoe kunnen we dat verminderen/vermijden/voorkomen.

De beoogde opbrengsten van dit BTO/Bedrijfsonderzoek zijn de volgende: Het onderzoek toont aan of de onderzochte mechanismen kunnen leiden tot incidentele pieken van indicatororganismen in het onttrokken duinwater en kwantificeert welke mate van doorslag dan kan optreden. Indien dit het geval is, kan in vervolgonderzoek meer locatie specifiek worden bepaald waar en in welke mate deze condities in de praktijk optreden. Daaruit kan de aanwezigheid van ziekteverwekkende micro-organismen in het water en daarmee het gezondheidsrisico worden geschat. Indien nodig kunnen de deelnemende bedrijven maatregelen nemen om het optreden van de mechanismen te voorkomen. Uiteindelijk leidt dit tot een geborgde microbiologische veiligheid van het drinkwater.

- Inzicht in effecten van de huidige terreininrichting op de aanwezigheid van kortsluitstromingen. Specifiek zal worden gekeken naar het effect van grove begroeiing (struiken, kleine bomen en riet) op de aanwezigheid van kortsluitstromingen, en naar het effect van terrein oneffenheden (heuvels) in combinatie met hydrofobie in de nabijheid van de winputten. Deze kunnen van grote invloed zijn op het ontstaan van kortsluitstromingen.
- Inzicht in remobilisatie van in de onverzadigde zone aanwezige micro-organismen door veranderende waterstroming, hetzij door zware neerslag of door een verhoging van de grondwaterspiegel.
- Advies over welke terreininrichting resulteert in kortsluitstromingen, zodat kortsluitstromingen door aanpassingen kunnen worden voorkomen.
- De mogelijkheid om herbesmetting mogelijk te voorkomen door effectief in bepaalde periodes van het jaar proberen te grondwaterspiegel niet te veranderen.

Inmiddels hebben we na het startoverleg op 23 mei een vervolgafspraken gemaakt met Luc Hornstra en Gijsbert Cirkel voor een veldbezoek in Scheveningen.

Ter voorbereiding hiervan heb ik alle relevante informatie voor dit project naar ze opgestuurd:

- 10 jaar bacteriologie duinmonsters Dunea plus VOW (verzameld onttrokken duinfiltraat)
- [Evaluatie Grovol-onderzoek 2013-2017.docx](#)

- Kennisdocument uitgangspunten infiltratie- win en transportsystemen
- Kort verslag overleg wortel ingroei in de winningen
- Managementsamenvatting bevindingen onderzoek naar herbesmetting
- Neerslag gegevens Katwijk aan de Rijn
- Neerslaggegevens Scheveningen
- Neerslaggegevens Valkenburg
- Neerslaggegevens Voorschoten
- Tussentijdse evaluatie van het GROVOL onderzoek 2017
- niveau verzamelput en put 10 2013-2018.xlsx (In deze bijlage het niveau van de verzamelput en put 10 en het debiet van Scheveningen)
- Begrazing door de tijd heen.pdf (In deze bijlage de verschillende gebieden waar begraasd wordt en de periodes wanneer dit is gestart)
- PVB PS20 gedeeltelijk.docx (Een gedeelte van de procesvoering beschrijving van de winningen)
- PVB PS55 gedeeltelijk.docx (Een gedeelte van de procesvoering beschrijving van transport duinfiltraat)
- schema Meijndel April 2018.pdf (Dit is een zeer gedetailleerd schema van de winningen in Meijndel)
- Deel 1 Dunea AMVD III rapportage 2012-2016 definitief d.d. 2 maart 2018
- Microbiologische veiligheid drinkwater niet gewaarborgd ondanks huidige PIM project??, definitief concept
- Managementsamenvatting (definitief) bevindingen onderzoek naar herbesmetting in 2016

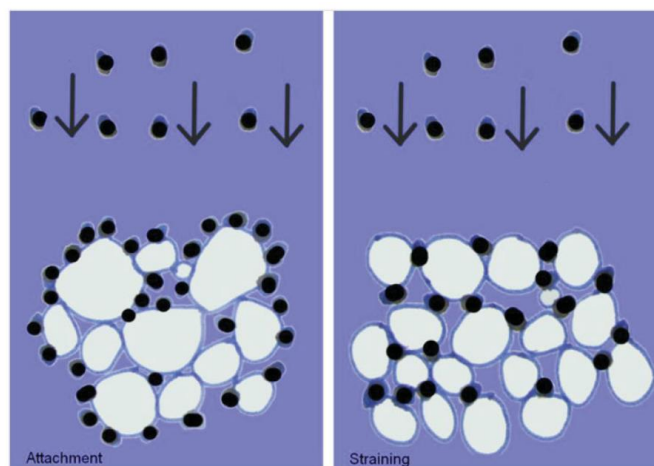
(blauw gearceerd wat is bekeken voor dit project).

Bijlage III Transport in de onverzadigde zone - conceptueel

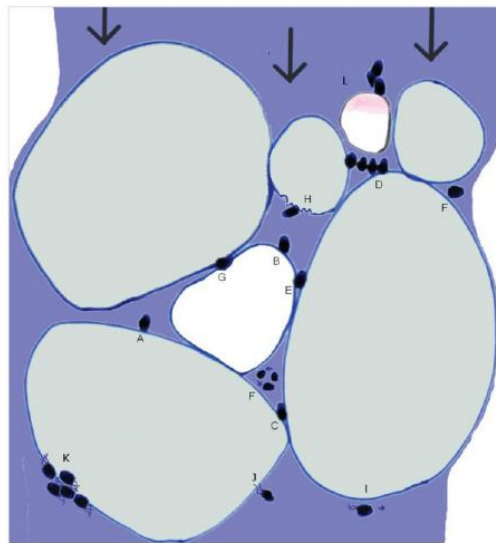
Engström et al. (2015) heft een aantal conceptuele model beschreven en geïllustreerd m.b.t. transport en verwijdering van *E. coli* in de onverzadigde zone. Zo kan na inspoeling *E. coli* in de bodem achterblijven door ofwel hechting aan de korrels ofwel door een zeefwerking (Figuur 17). Zij hebben onderzocht welke specifiekere onderliggende mechanismen werkzaam kunnen zijn (Figuur 18), maar voor de meeste mechanismen geldt dat de literatuur geen uitsluitsel geeft of het daadwerkelijk optreedt en welke mechanismen dan het relevantst zijn; dit lijkt zeer locatiespecifiek bepaald te zijn. Hetzelfde geldt voor het opnieuw mobiliseren van de *E. coli* die achtergebleven is in de bodem (Figuur 19). Zij beschrijven ook een aantal mogelijke voorkeursstromen van water door de onverzadigde zone (Figuur 20).

Het parameteriseren van de conceptuele beschrijving van de onderliggende mechanismen naar numerieke modellen is zeker nog een brug te ver. Wel is er op meer macroschaal een numerieke beschrijving van een logverwijdering per tijdseenheid, soms omgeschreven naar een logverwijdering per lengte-eenheid (dikte van de onverzadigde zone). De zuiverende werking van de bodem is dus vooral gebaseerd op het vasthouden van de *E. coli* die tijdens de retentietijd afsterft, en op een gegeven moment weer kan worden gemobiliseerd en de verzadigde zone kan inspoelen.

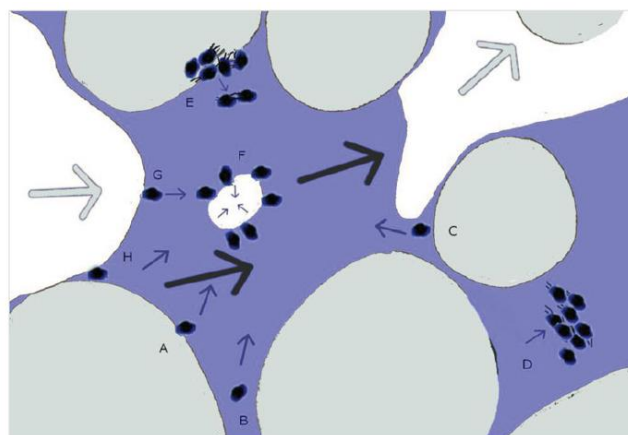
De verwijdering van *E. coli* per tijdseenheid is locatieafhankelijk en hangt o.a. samen met de hydrodynamische dispersie (som van diffusie en mechanische dispersie), de verzadigingsgraad, de stroomsnelheid en de groei/afsterving van *E. coli*. Die laatste term is opgebouwd uit een term voor hechting, filtratie en overleving over de tijd.



FIGUUR 17. HECHTING VAN *E. COLI* AAN DE VASTE DEELTJES IN DE BODEM DOOR (LINKS) FYSISCH-CHEMISCHE INTERACTIE EN (RECHTS) FILTRATIE/ZEEFWERKING WAAR DE *E. COLI* WORDT VASTGEHOUDEN TUSSEN DE DEELTJES (FIGURE 1, ENGSTRÖM ET AL. 2015). IN BLAUW WATER, IN WIT DE KORRELS, IN ZWART DE *E. COLI*.

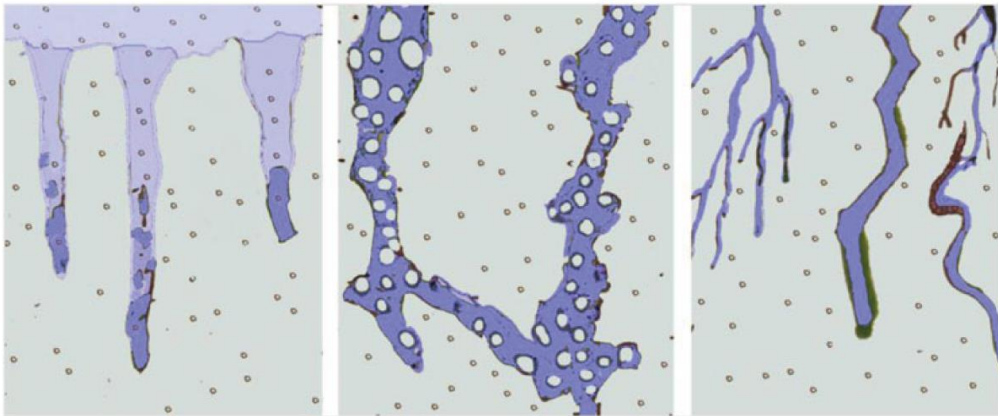


FIGUUR 18. CONCEPTUELE VOORSTELLING VAN MOGELIJKE RETENTIE IN DE ONVERZADIGDE ZONE. IN BLAUW WATER, IN WIT LUCHT, IN GRIJS DE (ZAND)KORRELS, IN ZWART DE *E. COLI*. (A) HECHTING OP DE OVERGANG VASTE STOF – WATER, (B) HECHTING OP DE OVERGANG LUCHT – WATER, (C) TRECHTER T.G.V. CONTACTPUNTEN VAN DE KORRELS, (D) HECHTING AAN ANDERE BACTERIËN VIA BRUGVORMING, VERSTOPPING OF STRAINING, (E) STRAINING OP DE OVERGANG LUCHT – WATER WAAR DE CAPILLAIRE WERKING EN AFSTOTENDE KRACHTEN ZORGEN VOOR VASTZETTEN, (F) RETENTIE DOOR ROTERENDE BACTERIËN OF IMMOBILISATIE IN GEBIEDEN MET LAGE STROOMSNELHEDEN (BIJV. T.G.V. ZWAKKE HECHTING OP DE OVERGANG VASTE STOF – WATER EN DE VERPLAATSING DIE DAAR OP VOLGT), (G) DUNNE LAAG STRAINING T.G.V. FLUCTUATIES IN HET WATERLAAGJE ROND EEN KORREL, (H) HECHTING DOOR LOKALE MINIMA ALS GEVOLG VAN HETEROGENITEIT, (I) EEN BEWEEGLIJKE BACTERIE DIE ZICH VERPLAATST LANGS DE OPPERVLAKTE VAN EEN KORREL, (J) EEN BACTERIE WAARVAN DE ZWEEPSTAART VASTZIT IN DE KORREL, (K) HECHTING DOOR EEN PLAKKENDE BIOFILM, (L) FLOCCULATIE ALS GEVOLG VAN OPGELOSTE ORGANISCHE STOFFEN (HUMUSZUREN) OP DE DEELTJES EN DE OVERGANG LUCHT-WATER (FIGURE 3, ENGSTRÖM ET AL. 2015).



FIGUUR 19. CONCEPTUELE VOORSTELLING VAN MOGELIJKE MECHANISMEN VOOR OPNIEUW MOBILISERENDE *E. COLI* ONDER VERANDERENDE EN STABIELE OMSTANDIGHEDEN. IN BLAUW WATER, IN WIT LUCHT, IN GRIJS DE (ZAND)KORRELS, IN ZWART DE *E. COLI*. DE GROTE ZWARTE PIJLEN GEVEN DE STROMINSRICHTING AAN VAN WATER, DE GROTE LICHTBLAUWE PIJLEN DE STROMINSRICHTING AAN VAN LUCHT, DE KLEINE BLAUWE PIJLEN DE RICHTING VAN DE OPNIEUW MOBILISERENDE CELLEN. (A) LOSLATEN VANAF DE OVERGANG VASTE STOF – WATER T.G.V. HYDRODYNAMISCHE SCHUIFSPANNING, (B) OPNIEUW

MOBILISEREN UIT EEN GEBIED MET LAGE STROOMSNELHEID TUSSEN KORRELS T.G.V. TOENAME IN WATERSTROMING, (C) LOSLATEN VAN HET FILTER OP DE OVERGANG LUCHT – WATER T.G.V. EEN TOENAME IN HOEVEELHEID WATER, (D) LOSPELLEN VAN EEN BIOFILM IN EEN GEBIED MET EEN LAGE STROOMSNELHEID T.G.V. AFNAME VAN DIFFUSIE VAN NUTRIËNTEN IN DE DIEPERE LAAG VAN DE BIOFILM, (E) LOSLATEN VAN DE BUITENSTE LAAG VAN DE BIOFILM O.I.V. SCHUIFSPANNINGEN IN GEBIEDEN MET HOGE STROOMSNELHEID, (F) LOSALTEN VANAF DE OVERGANG LUCHT – WATER T.G.V. HET OPLOSSEN VAN DE GASFASE ALS LUCHTBELLEN VERDWIJNEN, (G) TRANSPORT VAN CELLEN MET DE BEWEGENDE INTERFACE LUCHT – WATER NAAR DE AFVOER, (H) LOSPELLEN VAN ZWAK GEHECHTE CELLEN T.G.V. CAPILLAIRE WERKING DOOR EEN BEWEGENDE / AANKOMENDE OVERGANG LUCHT – WATER (FIGURE 4, ENGSTRÖM ET AL. 2015).



FIGUUR 20. CONCEPTUELE VOORSTELLING VAN DRIE TYPES VOORKEURSTROMING DOOR DE BODEM. DE KLEINE CIRKELS GEVEN DE KORRELS WEER, DE HELDERHEID VAN DE BLAUWE KLEUR GEEFT DE MATE VAN VERZADIGING WEER. LINKS: VINGERS, TYPISCH VOOR POREUZE BODEMSOORT MET SMALLE PORIEHALZEN MET ALS DRIJVENDE KRACHT DE INSTABILITEIT VAN HET NATTE VOORFRONT. MIDDEN: HETEROGENE STROMING IN GROVE BODEMSOORT, WAAR SNELLE STROMING PLAATSVINDT IN GEBIEDEN MET PORIËN VAN GELIJKE GROOTTE. RECHTS: STROMING DOOR MACROPORIËN, DAT VEROORZAAKT KAN WORDEN DOOR HEVIGE INFILTRATIE, KRIMP EN SCHEURVORMING IN KLEIACHTIGE BODEM, OF IN DE AANWEZIGHEID VAN WORMGATEN EN PLANTENWORTELS (FIGURE 5, ENGSTRÖM ET AL. 2015).

N.B. (1) FINGERED FLOW KRIJG JE DOOR VERSCHILLEN IN VOCHTGEHALTE ALS GEVOLG VAN HYDROFOBIE. DAT BETEKENT IN VOCHTGE DELEN MEER STROMING. DIT IS IN DE DUINEN HET BELANGRIJKSTE MECHANISME NAAST HET EFFECT VAN WEERSTANDBIEDENDE LAGEN (B-HORIZONTEN / BEGRAVEN MAAIVELD ETC).

N.B. (2) STROMING DOOR MACROPORIËN WORDT ALLEEN GEVONDEN BIJ VERZADIGING AAN MAAIVELD (PLASSEN).

Bijlage IV Vertaling vegetatiekartering

Vertaling van de vegetatiekartering Middelduinen naar de versimpelde vegetatieklassen uit Runhaar et al. (2015)

Hoofdtype volgens vegetatiekartering Middelduinen	Vegetatietypen	Naamgeving volgens Runhaar et al (2015)	Opp. (ha)	Gemiddelde aantrekkelijkheid (cf. Klapp, 1965)
Braamstruwelen	37-2 t/m -5	Braamruigte	1,31	0.3
Droge graslanden	Het betreft vegetaties op kalkarme (14-1, 14-2, 14-3, 14-5) tot kalkrijke, voedselarme, en meestal droge bodem. De vormen met Gestreepte witbol (14-5, 14-17) en de vochtige Duinrietruigte (14-7) komen op iets vochtigere standplaatsen voor. Daarbij vormt 14-17 (met <i>Carex x timmiana</i>) vaak linten op de overgang van droog duingrasland naar vochtige valleien.	Droog duingrasland	51,03	2.5
Duindoornstruwelen		Duindoornstruweel	15,00	Nvt (barrière)
Duinvalleivegetaties	Het betreft vegetaties op vochtige tot natte, voedselarme (tot matig voedselrijke), basenrijke en kalkrijke bodem. Enkele vormen wijzen op een hogere voedselrijkdom ter plaatse: de Pitrusruigte (09-5) en het Kruipwilgstruweel waarin de 'schrale' soorten ontbreken en de vegetatie productiever is (09-7). In deze laatste vorm ontbreken de echte kalkindicatoren.	Vochtige duinvalleivegetatie	9,06	4.5
Heischrale graslanden	Het betreft vegetaties op voedselarme bodem,	Droog duingrasland	3,89	2.5

Hoofdtype volgens vegetatiekartering Middelduinen	Vegetatietypen	Naamgeving volgens Runhaar et al (2015)	Opp. (ha)	Gemiddelde aantrekkelijkheid (cf. Klapp, 1965)
	meest matig droog (19-1, 19-2, 19-4, 19-15) tot vochtig, vaak op de overgang van droog duingrasland naar vochtige duinvallei.			
Loofbossen		Loofbos	1,80	0.5-1
Matig voedselrijke, vochtige graslanden	Het betreft vegetaties op voedselarme tot matig voedselrijke, basenrijke, vochtige tot natte bodem.	Voedselrijk grasland vochtig	1,54	7
Moerasvegetaties		Moerasruigte	8,21	3.5
Naaldbossen		Naaldbossen (droog)	8,15	.3
Overig		Overig	5,71	nvt
Pioniervegetaties van droge grond		Niet ingedeeld	0,25	
Ruigten		Moerasruigte	0,63	3.5
Watervegetaties	01B1-1, 04-1, 04B2-1, 04B3-1, 04C1-1, 05-1, 05-2, 09C3-2, 50A-1 en 50A-2	Watervegetatie	5,62	Nvt (barrière)
Wegedoorn- en meidoornstruweel		Hoog struweel droog	9,679 6	Nvt (barrière)
Wilgenstruwelen	Het betreft vegetaties op natte, voedselarme tot matig voedselrijke bodem. Grauwe wilg struweel	Hoog struweel vochtig	0,990 4	Nvt (barrière)
Zoom en kapvlakte van bos en struweel		Niet ingedeeld	0,051 0	
Niet gekarteerd		Niet ingedeeld	0,408 4	
totaal			123,3 286	