



ALTERRA

WAGENINGEN UR



Fecale bacteriën in de plassen van het Park van Luna, Heerhugowaard

Een verkenning van oorzaken en oplossingen

Alterra-rapport 2057

ISSN 1566-7197

D. Kleijn, B.G. Meerburg en J. Harmsen



ALTERRA

WAGENINGEN UR



PLANT RESEARCH
INTERNATIONAL

WAGENINGEN UR

Fecale bacteriën in de plassen van het Park van
Luna, Heerhugowaard

In opdracht van het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier en de provincie Noord-Holland.

Fecale bacteriën in de plassen van het Park van Luna, Heerhugowaard

Een verkenning van oorzaken en oplossingen

David Kleijn¹, Bastiaan G. Meerburg², Joop Harmsen¹

1 Alterra

2 Plant Research International (PRI)

Alterra-rapport 2057

Alterra Wageningen UR
Wageningen, 2010

Referaat

Kleijn, D., B.G. Meerburg en J. Harmsen, 2010. *Fecale bacteriën in de plassen van het Park van Luna, Heerhugowaard - een verkenning van oorzaken en oplossingen*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2057. 41 blz.; 7 fig.; 5 tab.; 73 ref.

In 2003 is begonnen met de aanleg van de woonwijk Park van Luna, net ten zuiden van Heerhugowaard. Deze woonwijk bestaat uit 70 ha met woningen, 70 ha met de functie recreatie en 70 ha met de functie ecologisch groen. Een belangrijk deel van het gebied bestaat uit water, een deel hiervan is zwemwater. De zwemwaterkwaliteit is echter slecht, vooral door het voorkomen van te hoge concentraties fecale bacteriën (o.a. *E. coli* en intestinale enterococcen). Een eerste verkenning van de beschikbare gegevens leerde dat nog onvoldoende bekend is waar de problemen exact vandaan komen en wanneer deze zich vooral voordoen. De meest aannemelijke verklaring voor de hoge concentraties fecale bacteriën lijkt het voorkomen van watervogels te zijn, maar onduidelijk is wat de rol is van de verschillende soorten watervogels en waar en wanneer de problemen zich vooral voordoen. Ook is onduidelijk of fecale bacteriën over enige afstand getransporteerd kunnen worden in de waterstroom. Deze literatuurstudie heeft als doel een antwoord te geven op deze vragen.

Trefwoorden: *E. coli*, Intestinale enterococcen, *Campylobacter* spp., watervogels, zwemwater, waterkwaliteit, recreatie, natuurbescherming

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.boomblad.nl/rapportenservice.

© 2010 Alterra Wageningen UR, Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Telefoon 0317 48 07 00; fax 0317 41 90 00; e-mail info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra Wageningen UR.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Alterra-rapport 2057
Wageningen, juni 2010

Inhoud

1	Inleiding	7
2	Literatuuronderzoek: kennis over de problematiek van fecale bacteriën in (zwem)wateren	9
2.1	Het overleven van bacteriën in verschillende watersystemen	9
2.2	Watervogels als bron voor fecale bacteriën	12
2.3	Stroming van het water in het Park van Luna	15
2.4	Mogelijkheden voor verwijdering van fecale bacteriën uit het watersysteem	19
2.5	Mogelijkheden om vogels te weren uit het watersysteem van het Park van Luna	22
3	Veldonderzoek: resultaten van een verkennende bemonstering	25
4	Discussie	31
4.1	Potentiële oplossingsrichtingen	31
4.1.1	Maatregelen die de concentratie gesuspendeerd materiaal in de plassen kunnen tegengaan	31
4.1.2	Maatregelen tegen watervogels op het strand	32
4.1.3	Aanvullend onderzoek ter onderbouwing van de bevindingen van de verkennende studie	33
4.1.4	Onderzoek aan (inrichtings-)maatregelen om watervogels te weren van recreatiestranden	34
	Literatuur	37

1 Inleiding

In 2003 is begonnen met de aanleg van de woonwijk Park van Luna, net ten zuiden van Heerhugowaard. Deze woonwijk bestaat uit 70 ha met woningen, 70 ha met de functie recreatie en 70 ha met de functie ecologisch groen. Een belangrijk deel van het gebied bestaat uit water. De plassen zijn uitgegraven tot op het zand en omsluiten in zijn geheel het deel van de wijk waarop de woningen staan. Om de waterkwaliteit hoog te houden is gekozen voor een gesloten systeem, waarbij doorstroming gegarandeerd wordt door middel van een pomp die het water rond de woonwijk 'trekt'. Water dat uit de plassen gepompt wordt passeert het 'labyrint': een kronkelig stelsel van brede en smalle sloten en een defosfateringsinstallatie voordat het weer in het plassenstelsel gepompt wordt. Het labyrint functioneert samen met de ondiepe plas als (hydrofyten)filter doordat hier veel onderwater-vegetatie aanwezig is. Het waterpeil in de plassen mag 70 cm fluctueren. Hierdoor is het nog nooit nodig geweest boezemwater in te laten. De waterkwaliteit is sinds de aanleg bijzonder goed geweest (minder dan 0.10 mg P/l) en in de plassen heeft zich een uit natuurbeschermingsoogpunt aantrekkelijke macrofyten-gemeenschap ontwikkeld met kranswieren en fonteinkruiden.

De grootste en diepste (ca. 4 m) plas wordt aan de zuidwestelijke kant begrensd door een strand en is sinds 2009 een officiële zwemwaterlocatie. De zwemwaterkwaliteit is echter slecht, vooral door het voorkomen van te hoge concentraties fecale bacteriën (o.a. *E. coli* en intestinale enterococci). In 2007 werd tussen maart en oktober bij negen van de twaalf controles een overschrijding van de toegestane maximale concentraties geconstateerd (EU zwemwaterrichtlijn 2006). In 2008 was dit acht van de twaalf keer, in 2009 nog vier van de twaalf keer. Om de oorzaak van dit probleem op te sporen is een aantal onderzoeken uitgevoerd door Royal Haskoning, Grontmij en Duurzaam Fauna Advies. Uit het onderzoek van Grontmij kwamen vooral de watervogels als bron van verontreiniging naar voren. Er werden geen verbanden gevonden tussen de concentraties fecale bacteriën en omgevingsvariabelen als wind en regenval. Ook werd geen verband gevonden tussen het aantal mensen dat gebruik maakte van de plas en de concentratie fecale bacteriën. De hoge concentraties *Campylobacter* bacteriën leidde ertoe dat de Grontmij in een conceptrapportage concludeerde dat watervogels de belangrijkste bron van de fecale bacteriën zijn. Uit anekdotische waarnemingen blijkt dat de belangrijkste soorten vogels die gebruik maken van de plas meeuwen (tientallen), meerkoeten (soms wel 100), knobbelswanen (enkele paren) en ganzen (soms grote groepen) zijn. Ook blijkt zich een broedkolonie meeuwen (tot nog toe onbekende soort) gevestigd te hebben in het labyrint.

Alterra is gevraagd te onderzoeken welke duurzame maatregelen genomen kunnen worden om de zwemwaterkwaliteit te verbeteren. Daarbij bestaat bij zowel opdrachtgever als uitvoerder een sterke voorkeur voor oplossingen die watervogels duurzaam in het gebied kunnen laten voortbestaan zonder dat dit nadelige gevolgen heeft voor de zwemwaterkwaliteit. Er is tevens aangegeven dat de problematiek rond het voorkomen van watervogels en de kwaliteit van zwemwater niet alleen van toepassing is op de plassen in het Park van Luna, maar ook relevant is voor toekomstig aan te leggen plassen zoals het Wieringerrandmeer en de Bloemendaler polder, en andere bestaande zwemlocaties zoals de Oudekerkerplas. De resultaten van dit onderzoek moeten worden geïnterpreteerd en de oplossingen moeten worden aangedragen met deze bredere context in het achterhoofd. Onderzocht wordt welke mogelijkheden er bestaan om natuur en zwemwater duurzaam met elkaar te verbinden, en welke methoden er zijn om watersystemen veerkrachtiger te laten zijn, met het oog op de zwemwaterkwaliteit en de ecologie (zoals inrichtingsmaatregelen), die het zelfreinigend vermogen van oppervlaktewatersystemen versterken.

Een eerste verkenning van de beschikbare gegevens leerde dat nog onvoldoende bekend is waar de problemen exact vandaan komen en wanneer deze zich vooral voordoen. De meest aannemelijke verklaring voor de hoge concentraties fecale bacteriën lijkt het voorkomen van watervogels te zijn, maar onduidelijk is wat de rol is van de verschillende soorten watervogels en waar en wanneer de problemen zich vooral voordoen. Ook is onduidelijk of fecale bacteriën over enige afstand getransporteerd kunnen worden in de waterstroom. Voordat oplossingen aangedragen kunnen worden moet hierover eerst duidelijkheid zijn. In deze literatuurstudie trachten we hierop een antwoord te geven.

2 Literatuuronderzoek: kennis over de problematiek van fecale bacteriën in (zwem)wateren

2.1 Het overleven van bacteriën in verschillende watersystemen

De belangrijkste fecale bacteriën zijn of coliform (o.a. *E. coli* en *Klebsiella spp*) of streptococcen. Fecale coliformen (FC) zijn Gram-negatieve bacteriën die in het verteringsstelsel van warmbloedige dieren kunnen worden aangetroffen. In tegenstelling tot Gram-positieve bacteriën worden ze ontkleurd door ethanol tijdens de Gram-kleuring, een proces om bacteriën te classificeren. Andere intestinale bacteriën zoals de fecale streptococcen (FS) of enterococcen zijn Gram-positief en hebben een nog sterkere relatie met menselijke uitwerpselen. Voorheen werd de verhouding tussen streptococcen en fecale coliformen gebruikt om vast te stellen of het om een humane, dan wel dierlijke fecale besmetting van oppervlaktewater ging. Echter, tegenwoordig wordt dat niet meer gedaan omdat streptococcen niet persistent zijn in een open water milieu, waardoor hun exacte concentratie moeilijk te schatten is.

Er is een aantal jaren geleden uitgebreid laboratoriumonderzoek gedaan naar de sterfte van fecale coliforme bacteriën (FC) en fecale streptococcen (FS) bij verschillende sedimenttypen en temperaturen (Howell et al., 1996). Uit dit onderzoek bleek dat het sedimenttype met name belangrijk is voor het afsterven van de fecale coliforme bacteriën, en minder voor streptococcen. Sterfte van coliformen was langzamer in kleisediment dan in grovere sedimenten of een fysiologische zoutoplossing. Ook de sterfte van fecale streptococcen was lager in een kleisediment, maar dit was niet significant. Ook andere onderzoekers (Burton et al., 1987; Sherer et al., 1992) vonden dat fecale coliforme bacteriën (FCs) langer overleven in fijne sedimenten (zoals klei; tabel 1). Grimes (Grimes, 1980) deed de suggestie dat dit komt door het beschikbare oppervlak in kleisediment en ladingsverschillen van de deeltjes. Andere onderzoekers melden dat doordat de bacteriën zich hechten aan sedimentdeeltjes ze beter beschermd zijn tegen factoren als UV-straling, zout (met name bij zoutwater), hoge metaal toxiciteit en aanvallen van bacteriophagen (Davies et al., 1995). Sherer (Sherer et al., 1992) vond ook dat FCs langer overleven in water dat geladen is met sediment, dan in water dat sediment-vrij is. Het maakt hierbij kennelijk niet uit of het zoutwater betreft, aangezien hier hetzelfde effect optreedt (Gerba en McLeod, 1976). De waterbodem is vaak zuurstofloos en bevordert daarmee de overleving van de bacteriën. In een dynamisch systeem kan de waterbodem via resuspensie weer in de waterkolom terechtkomen en dan wederom voor problemen zorgen. Uit het onderzoek van Howell en anderen (Howell et al., 1996) bleek ook dat naarmate de temperatuur steeg, de mortaliteit van zowel FC als FS significant steeg (!). Wat met name interessant is, is de combinatie in dit onderzoek tussen substraattype en temperatuur (tabel 2). Er bleek dat de mortaliteitssnelheid van FS significant lager lag dan bij FC in zowel de fysiologische zoutoplossing, zand en leem, maar dat de mortaliteitssnelheid voor klei gelijk was. Uit ander onderzoek (Sherer et al., 1992) bleek echter dat FS langer overleven in fijn sediment en dat FC langer overleeft in grover sediment.

Tabel 1*Deeltjesgrootte-verdeling van grof, medium en fijn sediment (Howell et al., 1996).*

Sediment type	Klei	Slib	Zand	Textuur
Grof	0	0	100	Zand
Medium	10	49	41	Leem
Fijn	100	0	0	Klei

In onderzoek naar de kwaliteit van slootwater voor drinkwater voor vee worden in veel sloten verhoogde FC-waarden gevonden vanaf de tweede helft van de zomer. Bron hiervan is veelal mest, maar ook de grotere overlevingskansen door een verdere achteruitgang van de waterkwaliteit. Door bijvoorbeeld bedekking met eendenkroos en door een hogere zuurstofbehoefte voor afbraak van organische stof in het sediment bij hogere temperatuur wordt het zuurstofgehalte dan verlaagd (Harmsen et al., 2001). Een tweede piek kan worden waargenomen in diverse sloten gedurende de winter. Oorzaak hiervan zijn overwinterende ganzen (Harmsen en Van der Toorn, 2006). In het voorjaar, voor het weideseizoen, zijn de FC-waarden in de meeste sloten weer laag.

Hogere temperaturen zorgen er in het algemeen voor dat bacteriën sneller afsterven, maar kunnen er ook voor zorgen dat in aquatische milieus er een snelle hergroei van FC optreedt (Doran en Linn, 1979). In een wetenschappelijk artikel (Stephenson en Street, 1978) wordt een onderzoeker (W.N. Mack) geciteerd die heeft gevonden dat coliforme bacteriën het meest persistent zijn en vermenigvuldigen in water van 35 °C. Voor zwemwater is deze temperatuur echter niet van belang. Wat wel van belang is, is dat uit laboratoriumproeven is gebleken dat ondanks dat de optimale groeitemperatuur voor *E. coli* 37 °C is, de overleving omgekeerd evenredig is met temperaturen tussen de 5 en 15 °C, waarbij temperaturen boven de 15 °C minder belangrijk werden (McFeters en Stuart, 1972).

Overleving van fecale bacteriën kan worden beschouwd als een wisselwerking tussen biologische en fysische factoren (Rhodes en Kator, 1988). Een belangrijke reden hiervoor kan zijn dat bij temperaturen tussen de 15 en 35 °C er een zogenaamd predatie-effect is, waarbij de FC worden aangevallen door bodem- en aquatische protozoa (Marino en Gannon, 1991). De dichtheden van FC zijn dan relatief constant: de vermenigvuldiging gaat (ongeveer) even snel als de predatie. FS vermenigvuldigen zich minder snel (vergeleken met FC), maar dit wordt gecompenseerd door lagere predatie-effecten (+/- 25%) en de aanwezigheid van betere prooien (namelijk FC) (Marino en Gannon, 1991). Uit een studie in de Verenigde Staten waarin de overleving van *E. coli* O157:H7 in stadswater, reservoirwater en het water uit twee meren (Lake Jackson en Lake Herrick) werd bestudeerd (Wang en Doyle, 1998), bleek dat *E. coli* O157:H7 het snelste geïnactiveerd werd in het water uit het meer (Lake Herrick) waar het grootste aantal totaal aerobe bacteriën werd geteld (5.9×10^5 CFU/ml). Overleving van *E. coli* O157:H7 is dus relatief slecht onder aerobe condities. Bij een temperatuur van 8 °C overleefde de *E. coli* het langst, met een daling van +/- 1.5 tot 1.6 log₁₀ binnen 91 dagen voor stedelijk en reservoirwater, en een daling van 1.8 tot 2.1 log₁₀ voor water uit Lake Jackson, resp. Lake Herrick. Bij een temperatuur van 15 °C was er bij water in dat laatste meer al na 21 dagen geen *E. coli* meer te vinden, terwijl dit voor Lake Jackson 56 dagen was en 77 dagen voor reservoirwater (Wang en Doyle, 1998).

E. coli en het totaal aantal coliforme bacteriën (TC) werd tussen september 1999 en oktober 2001 gemonitord in vijf jachthavens bij Lake Texoma, op de grens van Oklahoma en Texas (An et al., 2002). De algemene trend was dat de *E. coli*-dichtheden 's zomers lager lagen door de lagere lading van fecaal materiaal en de ecologische condities van het meer, nl. door de hogere predatie door protozoa en de verminderde levensvatbaarheid van *E. coli* bij hogere temperaturen. De dichtheden van TC stegen 's zomers enorm. De *E. coli*-dichtheden werden hoger naarmate het dieper en waarschijnlijk meer anaeroob werd, mede doordat *E. coli*

zich hecht aan deeltjes. Vermeerderingsproeven van bacteriën in het bodemsediment lieten zien dat de dichtheden van *E. coli* en TC in het sediment veel hoger waren dan in het water van het meer (An et al., 2002).

Tabel 2

De invloed van substraat type en temperatuur op de mortaliteitssnelheid en halfwaardetijd van fecale coliformen en fecale streptococci (Howell et al., 1996).

Substraat type	Temperatuur (°C)	Fecale coliformen (FC)		Fecale streptococci (FS)	
		Mortaliteit (in ln cellen d-1)	Halfwaardetijd (dagen)	Mortaliteit (in ln cellen d-1)	Halfwaardetijd (dagen)
Water (fysiologisch zout)	4	0.077	15.6	0.029	35.9
	25	0.135	13.9	0.109	6.4
	35	0.172	4.3	0.124	4.4
Zand	4	0.043	13.1	0.013	41.5
	25	0.124	7.3	0.119	5.4
	35	0.146	4.2	0.103	4.6
Leem	4	0.043	18.1	0.010	40.6
	25	0.108	15.7	0.064	11.5
	35	0.156	4.3	0.130	6.2
Klei	4	0.025	24.7	0.019	39.1
	25	0.022	36.9	0.025	31.9
	35	0.083	6.4	0.095	9.3

Samenvatting

Fecale bacteriën kunnen gedurende langere tijd overleven in oppervlaktewater. Echter, de omgevingscondities bepalen de duur van deze overlevingsperiode. De overlevingsduur is het kortste:

- bij relatief hoge watertemperaturen;
- bij zandbodems;
- bij slibloos water (weinig gesuspendeerd materiaal);
- onder aerobe (zuurstofrijke) omstandigheden (door concurrentie met andere micro-organismen).

Echter, er is wel sprake van een feedback. Onder hogere watertemperaturen neemt de kans toe dat het water meer anaeroob (zuurstofloos) wordt door een verhoogde zuurstofconsumptie voor de afbraak van organische stof in het sediment. En dat bevordert juist weer de groei van de fecale bacteriën. De fecale bacteriën hechten graag aan fijne bodemmateriële. Het voorkomen van opwarrelen of het weer in suspensie gaan van deze fijne materialen kan de zwemwaterkwaliteit verbeteren.

2.2 Watervogels als bron voor fecale bacteriën

De aanwezigheid van ziekteverwekkers in vogelpoep wordt regelmatig gerapporteerd (Geldreich en Kenner, 1969; Ricca en Cooney, 1998). Naast de aanwezigheid van parasieten (bijv. *Cryptosporidium* en *Giardia* in ganzen-, meeuwen- en wilde eendenfeces (Graczyk et al., 2008)), is bijvoorbeeld *Campylobacter jejuni* aangetroffen in uitwerpselen van meeuwen (*Larus* spp.) in Noord-Ierland (Moore et al., 2002) en Zweden (Broman et al., 2002; Waldenström et al., 2002).

Er blijkt ook verschil te zijn in de aantallen bacteriën tussen de verschillende soorten meeuwen. In een studie uit Canada (Gould en Fletcher, 1978) werd de feces van vijf verschillende (gevangen) meeuwensoorten onderzocht die ook in Nederland algemeen voorkomen: de grote mantelmeeuw (*Larus marinus*), de kleine mantelmeeuw (*L. fuscus*), de zilvermeeuw (*L. argentatus*), de stormmeeuw (*L. canus*) en de kokmeeuw (*L. ridibundus*). Uit dit onderzoek bleek dat gedurende een periode van 24 uur de kleine mantelmeeuw het hoogste aantal FC uitstootte (3.73×10^8) en de kokmeeuw (0.27×10^8) het minste (Gould en Fletcher, 1978).

Het maagdarmkanaal van Canadese ganzen (*Branta canadensis*) en Fluitzwanen (*Cygnus columbianus*) werd onderzocht in een andere studie. Van de 101 stammen die werden aangetroffen werd 64% geïdentificeerd als *E. coli* (Damare et al., 1979). In een uitgebreide Schotse studie bij bijna 6000 meeuwen vonden Girdwood en collega's dat 7.8% van deze meeuwen substantiële hoeveelheden Salmonella bij zich droegen. Deze auteurs claimen echter dat wanneer de meeuwenpopulatie beperkt en de excretieperiode kort is, er geen gezondheidsrisico is (Girdwood et al., 1985).

In een recentere studie (Alderisio en DeLuca, 1999) werden fecale monsters van 249 Ringsnavelmeeuwen (*Larus delawarensis*) en 236 Canadese ganzen getest op de aanwezigheid van FC-bacteriën. Gedurende een periode van twee jaar waren de FC-niveaus in meeuwenmonsters 3.68×10^8 per gram feces. Bij ganzenmonsters was dit gemiddeld 1.53×10^4 g-1. Zij onderzochten ook wat de betekenis hiervan is als meeuwen of ganzen in het oppervlaktewater poepen: de lading is ongeveer 1.77×10^8 (meeuwen) en 1.28×10^5 (ganzen). Tijdens de studie werd ook opgemerkt dat zongedroogde feces toch levensvatbare FC kan bevatten, in de orde van 8.2×10^2 tot 3.0×10^5 per gram feces (Alderisio en DeLuca, 1999).

Bij een publiek zwemstrand in Madison, Wisconsin, was in de nazomer van 1978 sprake van pieken van FC-bacteriën (Stanridge et al., 1979). Het strand moest door gezondheidsofficials meerdere keren worden afgesloten. Een onderzoek door de gezondheidsdienst identificeerde de combinatie tussen de feces van watervogels en meteorologische omstandigheden als reden. FC werden gedeponneerd door Wilde eenden (*Anas platyrhynchos*) en vermeerderden zich in het zand van het strand. Vervolgens werden de bacteriën naar het meer gevoerd, wat resulteerde in te hoge FC-waarden in het zwemwater (Stanridge et al., 1979).

Zand kan dus ook een bron zijn. Uit een recent onderzoek (Wheeler Alm et al., 2003) blijkt dat *E. coli* vier keer zo vaak voorkwam als de enterococci in het water, maar evenveel in het zand. Enterococci kwamen het meeste voor in de zandlaag tussen 5-10 centimeter diep en *E. coli* tussen de 0 en 5 centimeter. Er was een correlatie tussen de hoeveelheid *E. coli* in het water en de toplaag van het zanddek (bovenste 5 cm) en geen correlatie tussen de aanwezigheid van enterococci in het water en zand. Uit onderzoek bij Lake Michigan bleek een sterke correlatie tussen de aanwezigheid van vogels en de vervuiling van het water en het zand met *E. coli*. Met name de dag nadat veel meeuwen aanwezig waren, werd meer *E. coli* in het water en het zand aangetroffen (Whitman en Nevers, 2003). Dit tijdeffect duidt op vertraging van de mobilisatie van meeuwenpoep vanaf de dagrustplaats naar het strand en het water. Volgens de auteurs zou het overnachten op het water de bacterietellingen de volgende dag ook kunnen beïnvloeden (Whitman en Nevers, 2003). Overigens werden in deze studie op de plek op het strand waar de meeuwen rusten geen hogere *E. coli* concentraties aangetroffen dan op andere plekken op het strand. Ander onderzoek naar FC-tellingen bij

meeuwen liet zien dat direct poepen in het water een effect heeft op de waterkwaliteit, maar dat de impact van de feces op het strand moeilijker te verklaren is (Alderisio en DeLuca, 1999).

Bij een studie naar *E. coli* in het Bovenmeer (Verenigde Staten) gebruikte men de DNA-fingerprinting techniek (Ishii et al., 2007). Men vond dat *E. coli*-monsters in de lente met name afkomstig waren vanuit het effluent van de afvalwaterzuivering, terwijl het percentage *E. coli* afkomstig van watervogels in de zomer en herfst met name belangrijk was. Uit dezelfde studie bleek ook dat golven de vroege kolonisatie en homogene distributie van *E. coli* op het strand veroorzaken, wat vervolgens kan resulteren in de daaropvolgende afgifte van *E. coli* naar het water van het meer (Ishii et al., 2007). Een andere studie van dezelfde auteurs richtte zich meer op de seizoensvariatie in de populatie van bodemgebonden *E. coli* (Ishii et al., 2006): de grootste dichtheden (3×10^3 CFU g⁻¹) vond men in de periode zomer-herfst (juni-oktober), de laagste aantallen (1 CFU g⁻¹) in de winter- en lenteperiode (februari-mei) (Ishii et al., 2006).

In een studie in een zoutwatergebied in Oostenrijk (zout uit gesteente vanwege de ligging in de bergen) werd de relatie onderzocht tussen de fecale productie en de input van fecale indicatorbacteriën in een aquatisch milieu door wilde watervogels (Kirschner et al., 2004). Gedurende een periode van negen maanden werd de vogelaanwezigheid, de mestproductie en de fecale indicatorbacteriën in de gaten gehouden. Om de mestproductie te schatten gebruikte men een nieuw protocol. Men liet zien dat de drie factoren significant gecorreleerd zijn en dat men dus de mestproductie kan gebruiken als parameter om de vogelaanwezigheid en contaminatie in ondiepe aquatische systemen te meten. Uit de analyse (Kirschner et al., 2004) kwam verder naar voren dat de overleving van *E. coli* en FC werd getemperd door osmotische stress (zout).

In een studie naar de uitstoot van ziekteverwekkers door watervogels in stadsparken in Centraal Ohio (Verenigde Staten) vond men bij 67% van de watervogels *E. coli*. Voor *Campylobacter jejuni* was dit 50% en voor *Salmonella* spp. 0.2% (Fallacara et al., 2001). *Pasteurella multocida* werd niet aangetroffen. Wilde eenden waren significant vaker besmet met *E. coli* dan Canadese ganzen, maar wat betreft *C. jejuni* waren er geen verschillen tussen vogelsoorten (Fallacara et al., 2001).

Een studie op stranden langs de Grote Meren in de Verenigde Staten naar de feno- en genotypische karakteristieken van *E. coli* en enterococci in meeuwenfeces liet zien dat in de meeste meeuwenfeces meerdere *E. coli* stammen voorkwamen (Fogarty et al., 2003). Daarnaast werd duidelijk dat meeuwenfeces een grote bijdrage levert aan het voorkomen van *E. coli* en Enterococci in het water. De feces bevatte 10^5 - 10^9 CFU g⁻¹ *E. coli* en 10^4 - 10^8 CFU g⁻¹ enterococci (Fogarty et al., 2003). Verder bleek dat *E. coli* en Enterococci in meeuwenfeces sterk variëren op basis van geno- en fenotype en dat daardoor temporele of geografische variatie wordt veroorzaakt (Fogarty et al., 2003).

De exacte bijdrage van vogels aan de verontreiniging van het oppervlaktewater is vaak moeilijk vast te stellen (Kirschner et al., 2004). Nieuwe mogelijkheden zoals PCR-technieken/assays bieden weliswaar veel perspectief (Hamilton et al., 2006), maar een aantal zaken dienen nog te worden uitgezocht: bijv. de persistentie van target DNA-moleculen en de link tussen het voorkomen van een specifieke DNA-doelsequentie in het milieu en de bijbehorende volksgezondheidsrisico's (Lu et al., 2009). Wel is het steeds beter mogelijk om de herkomst tussen bacterie en vogel vast te leggen, bijvoorbeeld bij meeuwen (Lu et al., 2008). Een nieuwe zorgelijke ontwikkeling is het voorkomen van antibiotica-resistente stammen in vogelfeces, zoals recent gerapporteerd werd in de Verenigde Staten en Canada (Edge en Hill, 2005; Middleton en Ambrose, 2005).

Samenvatting

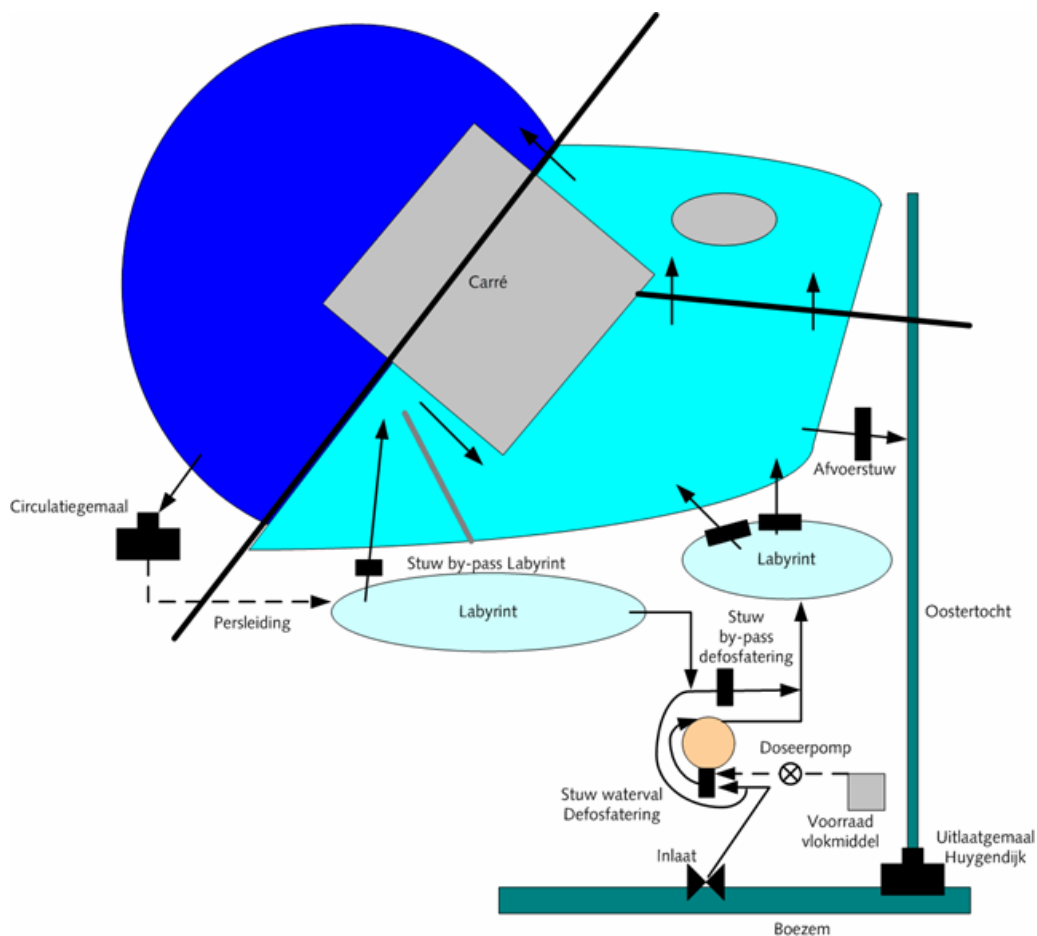
Vogels kunnen voor een belasting van het oppervlaktewater met fecale bacteriën zorgen. Weinig studies vergelijken de verschillen in belasting tussen de vogelsoorten. De enige studie die dat doet, laat zien dat de belasting door meeuwen groter is dan door ganzen. Meeuwen vormen één van de meest onderzochte vogelsoorten, met ganzen en wilde eenden als goede tweede.

Besmetting van het oppervlaktewater door vogels kan ook op een indirecte manier plaatsvinden, namelijk via hun slaapplekken op de oevers (zand).

2.3 Stroming van het water in het Park van Luna

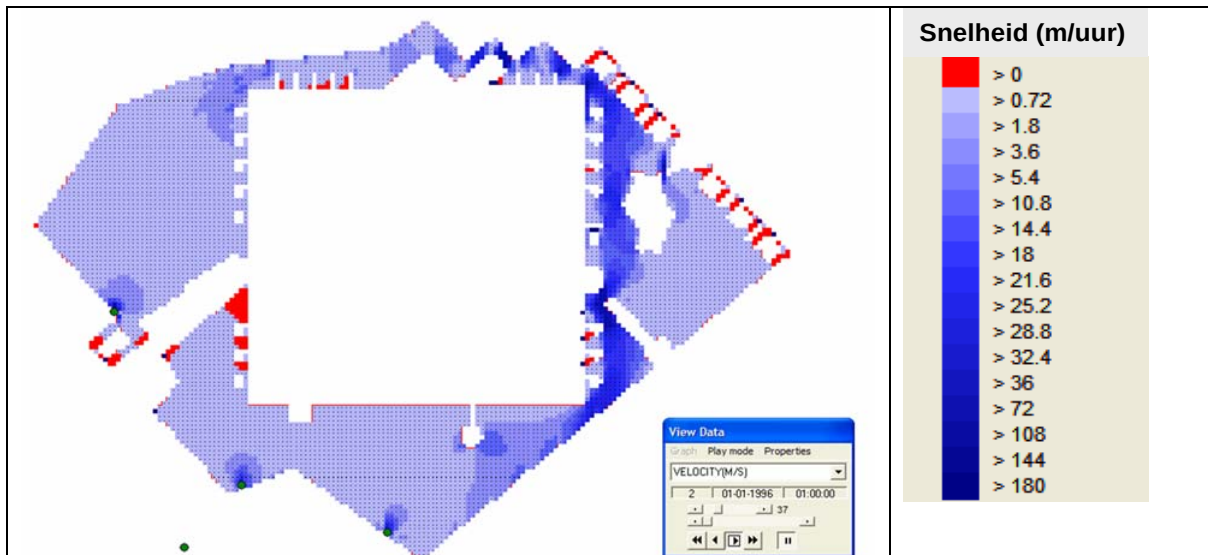
Het water in het systeem wordt rondgepompt door het circulatiegemaal zoals weergegeven in figuur 1. De snelheid is zodanig dat het water in een periode van ca. vijf weken rond is geweest. Dit leidt tot een goede menging in het systeem. Dit komt ook tot uiting in de resultaten van de nutriëntenmetingen, deze zijn per meetdatum redelijk vergelijkbaar voor alle monsterlocaties (Van Ee en Verhagen, 2008). Kijken we naar de beoogde functies dan zou na het labyrint de laagste gehalten moeten worden gevonden.

De stromingssnelheden in de verschillende plassen zijn weergegeven in figuur 2. De stroomsnelheden zijn het grootst bij de in- en uitlaten en aan de oostzijde en noord-oostzijde van het Park van Luna. Niet weergegeven zijn de stroomsnelheden in het labyrint. Uitgaande van de veldwaarnemingen op 16 februari 2010 is de constructie van het labyrint zodanig dat de doorstroming goed is en kunnen er ook relatief hoge doorstroomsnelheden worden verwacht, vergelijkbaar met die aan de oostzijde.



Figuur 1

Watersysteem rond Park van Luna (Bron: Van Ee en Verhagen, 2008).



Figuur 2

Stromingssnelheden in het watersysteem van Park van Luna.

De beweging van het water kan zorgen voor opwerveling van sediment en zorgen voor een verhoging van het gehalte aan zwevend sediment in het water (resuspensie). De snelheid van resuspensie is afhankelijk van de stromingssnelheid ter hoogte van de bodem en een resuspensieconstante (Lam en Jacquet, 1986):

$$\Phi_r = k * [Ub_{\max} - Ub_{cr}] \quad (1)$$

- Φ_r = resuspensie flux ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)
- k = resuspensie constant ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)
- $Ub_{\max}$ = maximale water snelheid nabij de bodem ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)
- Ub_{cr} = de kritische snelheid ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

k is een constante ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) die afhangt van de dichtheid van het sediment. Bij een grotere dichtheid is er meer samenhang tussen de sedimentdeeltjes en wordt k kleiner. Ub_{cr} is de kritische snelheid ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) waarbij resuspensie gaat optreden, deze waarde is afhankelijk van de samenstelling van het sediment.

Stroming in het systeem wordt niet alleen veroorzaakt door pompen, maar ook door de wind. Het water wordt hierbij door de wind opgestuwd, waardoor een hoogteverschil ontstaat en het water via een lagere laag weer terugstroomt. In ondiepe systemen vindt dit via de bodem plaats. In een klein wateroppervlak leidt dit tot een kringstroom waarbij bovenwinds het water relatief helder is en benedenstrooms het water dat langs de bodem is gestroomd weer bovenkomt en troebel is. Dit is waargenomen bij een plas in het labyrint op 16 februari 2010. Vooral de plassen aan de zuid- en oostzijde zijn ondiep en hier zal de wind voor resuspensie kunnen zorgen. De zwemplas is deels dieper, waardoor resuspensie voornamelijk nabij het strand zal plaatsvinden. Of er in het diepere deel resuspensie plaatsvindt is ook afhankelijk van de lengte van de golven die door de wind ontstaan.

De resuspensie-flux wordt groter naarmate er minder samenhang (consistentie) is van het materiaal dat kan suspenderen. De bodem zelf is zandig en dit bodemmateriaal zal niet snel suspenderen. Chen et al. (2007) geven aan dat deeltjes groter dan 0.3 mm niet suspenderen als de stroming wordt veroorzaakt door wind. Hierop ligt een laag relatief jong sediment gevormd uit uitwerpselen van vogels en afbraak van planten. Dit

materiaal is weinig consistent, organisch rijk en daardoor licht, en zal gemakkelijk suspenderen. Blom et al. (1992) gebruikten bij een studie in het Ketelmeer waarden voor de kritische snelheid van 0 voor fijn organisch rijk slib ($<2\text{ }\mu\text{m}$ en 50% OS). Deze resuspenderen dus al bij zeer weinig stroming. Voor grovere fracties zijn de kritische snelheden $7.1 \cdot 10^{-4}$ en $4.8 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (bij respectievelijk $2\text{-}16\text{ }\mu\text{m}$ en 17% OS en $16\text{-}75\text{ }\mu\text{m}$ en 14% OS). Omgerekend naar de snelheden gegeven in figuur 2 is dit respectievelijk 2.6 en $17 \text{ m} \cdot \text{uur}^{-1}$. Dit zijn snelheden die aan de oostzijde en in het labirint alleen al op basis van de doorstroming voorkomen. De omstandigheden (harde wind) op 16 februari 2010 waren zodanig dat het water in het labirint en ook in de plassen gesuspenderd sediment bevatte.

Fecale bacteriën in de waterkolom zullen weer langzaam gaan sedimenteren. In stilstaand water is hier wel enige tijd voor nodig. Bai en Lung (2005) laten zien dat er enkele uren nodig zijn voordat de bacteriën, geassocieerd aan sedimentdeeltjes weer zijn bezonken. Bij een stromend systeem vindt er ook weer resuspensie plaats en zal er zich een evenwicht instellen.

Vatten we het watersysteem van het Park van Luna samen, dan kunnen er in het labirint veel fecale bacteriën in het water komen door een groter aantal vogels. Stroomsnelheden hier, maar ook in volgende plassen zijn zodanig dat de bacteriën (vrij en sediment-gebonden) snel transporteren naar de zwemplas. De tussenliggende plassen zijn bovendien zodanig ondiep dat eventueel gesedimenteerde materiaal snel weer gesuspenderd zal worden. De kans dat fecale bacteriën in deze gebieden sedimenteren is klein. Fecale bacteriën geproduceerd op een willekeurig punt in het labirint of de plassen zijn in enkele dagen in de zwemplas aangekomen. De tijd die hiervoor nodig is, is onvoldoende om het grootste deel van de bacteriën te laten afsterven. De zwemplas is dieper, waardoor de verblijftijden hier groter zijn. In deze plas kan sedimentatie plaatsvinden. In dit ontwerp is het dus mogelijk dat de plas qua fecale bacteriën meer zuivert dan de rest van het systeem.

Bij de bemonstering op 1 maart 2010 zijn in het diepe deel van de zwemplas ook de kleinste aantallen fecale bacteriën gevonden en de metingen bevestigen het beeld dat hier wordt gegeven. In de zomermaanden is er een vergelijkbaar patroon van achtergrondgehalten in het systeem, maar worden aan het strand verreweg de hoogste waarden gevonden. Het onderzoek van de Grontmij was gericht op het identificeren van bronnen. Er moet nog worden nagegaan in hoeverre de locaties bruikbaar zijn op het volgen van de waterstroom zoals gebeurd is bij de bemonstering op 1 maart 2010. Nagegaan moet worden in hoeverre het rondstromende gesuspenderde materiaal een rol kan spelen bij de overleving van bij het strand geproduceerde fecale bacteriën.

Samenvatting

Vanuit deze beschouwing volgt dat het watersysteem van Park van Luna veel gesuspendeerd materiaal bevat en dat de stroomsnelheden, veroorzaakt door het rondpompen, en/of door de wind ervoor zorgen dat er ook gesuspendeerd materiaal in het water blijft. Het gesuspendeerde materiaal is een drager van fecale bacteriën, zoals hierboven blijkt. Deze hypothese is grotendeels bevestigd bij de meting op 1 maart 2010. Een verdere analyse is nodig om stroomsnelheden door rondpompen en snelheden veroorzaakt door wind en mogelijkheden voor inrichting om de aanwezigheid van gesuspendeerd materiaal te beperken.

De hoge aantallen fecale bacteriën aan het strand gemeten gedurende de zomer zijn hiermee nog niet volledig verklaard, maar hier kan het gesuspendeerde materiaal in het water een rol spelen voor de overleving van aan het strandje geproduceerde fecale bacteriën.

Het is van belang locatiespecifiek metingen te doen. Bij het combineren van verschillende zwemwatermeetpunten (Loop et al., 2007) zijn waarschijnlijk zaken uitgemiddeld.

De hoeveelheid gesuspendeerd materiaal lijkt een sleutelparameter bij het beheer van de plas.

2.4 Mogelijkheden voor verwijdering van fecale bacteriën uit het watersysteem

Door het toepassen van zogenaamde 'constructed wetlands' (helofytenfilters) kunnen coliforme bacteriën uit het afvalwater worden verwijderd. Uit testen in een 'constructed infiltration wetland' in Lauwersoog van 1.3 hectare dat afvalwater van 800 mensen ontving, bleek dat 99% van de bacteriële verontreinigingen, 80-90% van de COD en BOD en ook nog eens 30-40% van de stikstof en het fosfaat verwijderd werden (Verhoeven en Meuleman, 1999).

Vaak worden dit soort systemen gebruikt als aanvulling op traditionele afvalwaterzuiveringsinstallaties of aangelegd als een vervanger daarvan. Ook voor oppervlaktewater kan het een goede functie hebben. Van de aanwezigheid van macrofyten in dergelijke systemen (bijvoorbeeld riet, *Phragmites australis*) is bekend dat zij een positief effect hebben op de verwijdering van *E. coli* (Gersberg et al., 1989). De reden hiervoor is dat zij wortelafscheiding produceren die toxisch is voor de bacterie (Seidel, 1976). Ook wordt zuurstof vanuit de lucht naar de rhizosfeer getransporteerd vanuit de bladeren door de holle rhizomen en wortels en vindt aerobe compostering plaats in de bovengrondse stooisellaag van onder meer dode bladeren, die ervoor zorgt dat vuil en andere vaste deeltjes uit het water worden gehaald (Decamp en Warren, 2000).

Uit een onderzoek in een zogenaamd 'horizontal subsurface flow filter' (een filter dat horizontaal doorstroomt, er zijn ook filters die verticaal werken) bleek dat op pilot-schaal (met een aantal constructed wetlands van bijna 17m²) 96.6-98.9% van de *E. coli* wordt verwijderd (Decamp en Warren, 2000). Het substraat van de constructed wetlands was óf grind (5-10 mm) óf grond (zandige zilt leem). Elk wetland werd dagelijks gevoed met 1.5 m³ rioolwater per dag. Gemeten werd ook hoe precies de filtering werkt. Het bleek dat grind in principe betere resultaten dan grond boekt, waarschijnlijk omdat de oxidering van *E. coli* daar beter werkt (Decamp en Warren, 2000). Voorts was de lengte van het wetland die nodig is om een tienvoudige reductie in de *E. coli*-tellingen te bewerkstelligen minstens twee keer zo groot in het onbeplante, dan in een beplant systeem. Een belangrijke rol hierbij speelt waarschijnlijk de verhoogde activiteit en predatie door ciliate protozoa die *E. coli* uit het water verwijderen (Decamp et al., 1999) en die baat hebben bij aerobe omstandigheden. Onder die omstandigheden verwijderen zij vijf keer zoveel *E. coli* bij een grindachtige beplante bodem, dan bij een onbeplante, kale grond.

Dat er een directe relatie is tussen de verwijdering van *E. coli* en de verblijftijd was ook al langer bekend (Netter, 1993, Toet et al. 2005). In dit geval varieerde de retentietijd tussen de één en zeven dagen, zo bleek uit lithium tracer-testen (Decamp en Warren, 2000). Dit zijn lange verblijftijden als wordt vergeleken met de doorstromingsnelheid in het systeem van het Park van Luna (zie voorgaande). Het water is daar in drie dagen rond. Bovendien zijn de wetlands uit de studies zodanig geconstrueerd dat ook gesuspendeerd materiaal wordt verwijderd.

Voor de verwijdering van FC in horizontale 'constructed wetlands' formuleerde Butler (Butler et al., 1993) de volgende relatie:

$$\log_{10} (\text{CFU ml}^{-1}) = 4.04 - 0.02 (\text{lengte van het 'constructed wetland' in meters}).$$

De uitstroom van fecale coliformen zou volgens de volgende vergelijking berekend kunnen worden (Williams et al., 1994):

$$\log_{10} (\text{CFU ml}^{-1}) = 0.074 \times \text{BOD}_5 + 1.95$$

De BOD5-test controleert de 'Biochemical Oxygen Demand'. Met deze test wordt de opnamesnelheid van opgeloste zuurstof door biologische organismen bepaald. In het Park van Luna zal de BOD van het water naar alle waarschijnlijkheid laag zijn en daardoor ligt deze waarschijnlijk buiten het bereik van de formule.

Echter, hierbij moet wel worden vermeld dat dit soort formules primair voor afvalwater bedoeld zijn. Wetlands zijn goed in het verwijderen van pieken, maar minder effectief bij lagere niveaus. Het zwemwater is al erg schoon als we het met afvalwater vergelijken. Wel wordt aan de hand van de formule duidelijk dat voor optimale verwijdering er de nodige verblijftijd of lengte van een helofytenfilter nodig is. Uit een Tsjechische studie met vijf verschillende constructed wetlands blijkt eveneens dat retentietijd (de tijd dat het water in het filter doorbrengt) belangrijk is (Ottová et al., 1997), zie tabel 3. Deze retentietijden liggen een stuk hoger dan wat nu in het labyrint van het Park van Luna het geval is.

Tabel 3

Resultaten voor verwijdering van pathogene bacteriën in vijf Tsjechische constructed wetlands.

Wetland	Oppervlakte (m ²)	Bodem	Vegetatie	Retentietijd (dagen)	Verwijdering FC (%)	Verwijdering Enterobacteriae (%)
Doksy	300	grind perspulp	+ <i>Glyceria</i> (liesgras)	10.7	98.9	97.0
Onsov	2100	grind	<i>Phragmites</i> (riet)	4.7	98.6	93.2
Ondrejov	806	grind	<i>Phragmites</i>	4.5	98.5	99.5
Kolodeje	4493	zand	<i>Phragmites</i>	4.2	99.9	98.0
Chmelná	706	grind	<i>Phalaris</i> (rietgras)	1.7	95.3	94.7

In het Park van Luna is het water in ongeveer vijf weken het hele watercomplex rond. De verblijftijd in het labyrint is gemiddeld ongeveer drie dagen (K.J. de Hart, persoonlijke mededeling). Omdat het hier gaat om vrij stromend water (er staat momenteel nauwelijks riet of andere watervegetatie in het labyrint en fecale bacteriën worden effectiever gezuiverd als water door vegetatie stroomt dan in vrij stromend water) lijkt het er op dat er in het labyrint te weinig wordt gezuiverd. Toet et al. (2005) vonden dat in sloten met riet en bij verblijftijden van 2.3 tot 9.3 dagen, jaarrond meer dan 90% van de fecale coliforme bacteriën verwijderd werden. Hierdoor werden de concentraties over het algemeen verlaagd tot onder de maximumwaarden van Nederlands zwemwater. Zij concludeerden dat een verblijftijd van meer dan vier dagen de verwijdering van coliforme bacteriën vermoedelijk niet verbetert. Gezien de gegevens in tabel 3 lijkt het dus vooral zaak om het labyrint zo volledig mogelijk dicht te laten groeien met vegetatie waarbij een verlenging van de verblijftijd tot vier dagen nog een aanvullend positief effect zal hebben op het zuiverend vermogen van het labyrint. Harde uitspraken over welk percentage verwijderd wordt bij welke verblijftijden en vegetatiebedekkingen zijn niet te geven zonder metingen in het veld.

Recent is ook het voordeel van de verwijdering van ziekteverwekkers door het toevoegen van mossels (*Mytilus edulis*) en rotiferen (*Brachionus plicatilis*) vastgesteld tijdens een veldstudie in 'constructed wetlands' (Proakis, 2003). Het aantal enterococci werd door mosselpredatie gereduceerd met 90% (1-log verwijdering) na twee tot vier uur en een gemiddelde afname na 24 uur van 97.2% werd gerapporteerd (Proakis, 2003). De schoonmaakcapaciteit van rotiferen (raderdiertjes) varieerde tussen de 0.51 en 35.79 µL/individu*uur (Proakis, 2003).

Tabel 4

Eetsnelheid van diverse predatoren van ziekteverwekkende bacteriën.

Taxa	Grazing rates	Method	References
Amoebae			
<i>Vahlkampfia</i>	3.1-11.6 bact/hr	FLB	Butler and Rogerson. 1997
<i>Vannella</i>	2.2-15.0 bact/hr	FLB	Butler and Rogerson. 1997
<i>Dactylamoeba</i>	24.9-194.7 bact/hr	FLB	Butler and Rogerson. 1997
Amoebae (various)	111-260 bact/hr	FLB	Rogerson <i>et al.</i> , 1996
Rotifers			
<i>Keratella</i>	0-230 bact/hr	FLB/microsphere	Ooms-Wilms <i>et al.</i> , 1995
<i>Brachionus</i>	800-960 bact/hr	FLB/microsphere	Ooms-Wilms <i>et al.</i> , 1995
Nematodes			
<i>Metancholaimus</i>	126 bact/hr	FLB	Epstein and Shiaris. 1992
Unidentified	140-342 bact/hr	Labelled glucose	Montagna, 1984
Unidentified	5 bact/hr	FLB	Epstein and Shiaris, 1992

In een studie uit 1999 worden de verschillende predatoren van ziekteverwekkende bacteriën kort genoemd op basis van beschikbare literatuur (Decamp *et al.*, 1999), zie tabel 4.

Er is in de Verenigde Staten (Wisconsin) ook onderzocht of strandmanagement het *E. coli* gehalte, afkomstig van watervogels (vooral ringsnavelmeeuw en zilvermeeuw) in het zand kan verlagen (Kinzelman *et al.*, 2003). Drie behandelingen werden onderzocht: 1. mechanisch omwoelen, 2. handmatig harken en 3. de controle (niets doen). Het bleek dat vooral mechanisch omwoelen ervoor zorgde dat er meer *E. coli* kon worden aangetroffen dan bij harken of bij de controle. Er was geen verschil tussen harken en de controle (Kinzelman *et al.*, 2003). Dit geeft aan dat het omwoelen van het strand bij het Park van Luna weleens averechts kan werken.

Samenvatting

Helofytensystemen werken goed bij de verwijdering van fecale bacteriën, maar zij vereisen wel dat de watergangen in het systeem begroeid zijn met riet. Dat is niet het geval in het labrynt van het Park van Luna. De huidige verblijftijden van water in het labrynt zouden daarnaast iets langer mogen zijn om een optimale verwijdering van fecale bacteriën te realiseren.

Mosselen kunnen een aanvullende functie hebben bij het verwijderen van gesuspenderd materiaal met aangehechte fecale bacteriën en zouden een preventieve maatregel kunnen zijn. Wel moet nagegaan worden welke delen van de plassen hiervoor het meest geschikt zijn. Mosselen vestigen zich mogelijk vervolgens overal in het watersysteem en trekken wellicht ook weer vogels aan.

Omwoelen van het strand is niet verstandig, dit leidt tot hogere *E. coli*-concentraties dan niets doen.

2.5 Mogelijkheden om vogels te weren uit het watersysteem van het Park van Luna

De zorg bij de mens om de schadelijke effecten van vogels bestaat al sinds mensenheugenis. Een beroemd voorbeeld is de Grote Mussen-campagne in China in de jaren dertig van de vorige eeuw. Gedurende deze campagne werd met succes de mus bestreden omdat deze te veel graan zou vreten. Het jaar erop bleek de oplossing erger dan de kwaal. Insectenplagen, die door het wegvangen van de insectenetende mussen vrij spel kregen, zorgden voor grotere opbrengstverliezen dan de mussen deden. Het geeft aan dat de voor- en nadelen van het verjagen van vogels altijd zorgvuldig afgewogen moeten worden.

In een aantal situaties is het echter duidelijk dat vogels verjaagd of geweerd moeten worden van bepaalde locaties. Het kan dan bijvoorbeeld gaan om te voorkomen dat vogels zich ophouden op locaties die schadelijk voor hen zijn (Ronconi en St. Clair, 2006), om schade aan andere (vogel)soorten te voorkomen (Maxson et al., 1996), om schade aan landbouwgewassen te voorkomen (Fukuda et al., 2008), om overdracht van ziekten en plagen van dieren naar mensen te voorkomen (Baxter en Robinson, 2007), of om redenen van verkeersveiligheid (bv. botsingen met vliegtuigen, Baxter en Allen, 2006). Als gevolg daarvan is in de loop der jaren een breed spectrum aan maatregelen verzonden die allemaal tot doel hebben vogels weg te houden van bepaalde locaties.

De meest basale manier om vogels weg te houden van locaties is het oprichten van fysieke barrières die vogels moeten afschrikken. Heldergele nylondraden, twee meter uiteen en gespannen op een hoogte van 0.8 m waren effectief in het weren van kleine kolonies ringsnavelmeeuwen (*Larus delawarensis*) op eilanden in zoetwatermeren in de Verenigde Staten waar deze schadelijke effecten hadden op verschillende soorten broedende sterns (Maxson et al., 1996). Grotere kolonies lieten zich minder goed verplaatsen met behulp van deze maatregel in combinatie met het onklaar maken van de eieren. Constructies van gegalvaniseerd ijzerdraad (2 m hoog en 1 m uit elkaar) of monofilament waren sowieso minder effectief dan gekleurd nylondraad (Maxson et al., 1996).

Het gebruik van middelen die specifiek ontworpen zijn om vogels te weren zoals gaskanonnen, elektronische vogelverschrikkers, imitatie-roofvogels, ballonnen, vogelwerende vuurpijlen, alarmpistolen en strandballen met 'oog-patronen' blijken veelal weinig effectief om vogels langdurig te weren (Bomford, 1990, Bomford en Sinclair, 2002, Baxter en Robinson, 2007). Het ophangen van strandballen met oogvlekken bijvoorbeeld had de eerste paar dagen een meetbaar effect tot op 40 m afstand op merel (*Turdus merula*) en spreeuw (*Sturnus vulgaris*), maar dit effect was volledig verdwenen na vier weken (McLennan et al., 1995). Ook Fukuda et al. (2008) vonden dat oogvlekballen, maar ook spiegelpiramide vogelverschrikkers (Peaceful Pyramid©), het gebruik van locaties door de spreeuw niet noemenswaardig beïnvloedden. Het inzetten van valken en haviken bleek bij een vergelijking van een aantal uiteenlopende maatregelen het meest effectief tegen meeuwen en kraaiachtigen bij vuilstortplaatsen (Baxter en Robinson, 2007). Deze maatregel slaagde er echter niet in meeuwen volledig weg te houden van de vuilstort. In deze laatste studie bleken de meeste maatregelen daarnaast zeer kostbaar te zijn omdat het de continue inzet van personeel vereiste (bijvoorbeeld vuurpijlen, roofvogels en alarmpistolen).

Bomford en O'Brien (1990) geven een overzicht van de beschikbare akoestische afweermiddelen voor vogels en hun effectiviteit. Ze concluderen op basis van de op dat moment beschikbare literatuur dat, behalve alarm- of noodroepen van vogels, geluidsignalen weinig effectief zijn omdat er snel gewenning optreedt. Dit is dus mogelijk anders bij het afspelen van alarm- of noodroepen van vogels. Delwiche et al. (2005) vonden significant verminderde schade aan amandelen door een Amerikaanse kraaiensoort (*Corvus brachyrhynchos*) als noodroepen van deze kraaiensoort werden afgespeeld met behulp van een geluidsinstallatie. Tegen het einde van de proefperiode werd overigens wel enige gewenning aan de noodroepen vastgesteld (Delwiche et al., 2005).

Chemische afweermiddelen zijn gebaseerd op chemische stoffen waar vogels een afkeer van hebben of die fysieke irritaties opwekken zonder dat vogels hieraan doodgaan. Chemische afweermiddelen worden over het algemeen gebruikt bij landbouwgewassen om schade of opbrengstverlies te voorkomen (Stevens en Clark, 1998). Toepassing van dit soort middelen moet er toe leiden dat vogels behandelde gewassen of locaties vermijden. Chemische afweermiddelen kunnen effectief zijn onder laboratoriumomstandigheden (Stevens en Clark, 1998). Weinig chemische afweermiddelen werken betrouwbaar onder de altijd variabele omstandigheden in de praktijk (Temby, 1990, in Bomford en Sinclair, 2002).

De nieuwste generatie afweermiddelen wordt gekenmerkt door het zogenaamde 'on-demand' principe (Ronconi en St. Clair, 2006, Werner en Clark, 2006). Hierbij worden bewegingsensoren of radar gebruikt om het afweermiddel in werking te zetten. Het afweermiddel kan dan gaan om een irriterende laserstraal (Werner en Clark, 2006) of een combinatie van verschillende middelen (gaskanon, imitatieroofvogels inclusief roofvogelgeluiden en hoog-intensiteit strobelicht, Ronconi en St. Clair, 2006). 'On-demand'-afweermiddelen blijken effectiever dan standaard afweermiddelen, vermoedelijk omdat vogels wennen aan standaard afweermiddelen die ingezet worden met voorspelbare intervallen. 'On-demand'-middelen worden pas ingezet als de vogels vlakbij de locatie zijn waar ze moeten worden weggehouden zodat hun nadering geassocieerd wordt met het afweermiddel. Mogelijk blijven 'on-demand'-afweermiddelen hierdoor langer effectief. Overigens is gewinning in beide studies niet goed onderzocht zodat niet uitgesloten kan worden dat vooral standvogels op termijn wennen aan de afweermiddelen.

Een andere benadering om overlast door vogels te voorkomen is het inrichten van gebieden op een manier die ze onaantrekkelijk maakt voor ongewenste vogelsoorten. Voor zover ons bekend is hier nog geen onderzoek aan verricht. Er is wel enig onderzoek gedaan naar welke eigenschappen plekken hebben waar grote groepen watervogels zich bij voorkeur ophouden (slaapplaatsen of hoogwatervluchtplaatsen, 'roosts'). Vrijwel al dit onderzoek heeft zich gericht op steltlopers in mariene milieus. De mechanismen en kenmerken die bepaalde plaatsen geschikt maken als verzamelplaats (veiligheid, beschutting, nabijheid tot voedsel) zullen echter niet veel anders zijn voor steltlopers dan voor andere soorten watervogels. De openheid van een locatie blijkt een belangrijk kenmerk dat de geschiktheid van een plek als slaapplaats bepaalt (Rogers et al., 2006a, Peters en Otis, 2007). Zo werden de grootste groepen watervogels waargenomen op de langste stukken open oever (Peters en Otis, 2007). De belangrijkste verklaring lijkt gelegen in het feit dat het voor watervogels belangrijk is om goed zicht te hebben op naderende predatoren zoals roofvogels. Plekken met een lichte achtergrond, zoals zandstranden, hebben vaak de voorkeur omdat het 's nachts het donkere silhouet van naderende roofdieren beter zichtbaar maakt (Rogers et al., 2006a). Ook ervaring lijkt een belangrijke factor te zijn bij de keuze van slaapplaatsen. Vogels leren welke plekken veilig zijn en welke niet (Rogers et al., 2006a). Bij sterke wind zoeken vogels oevers op met een expositie die maximale beschutting geeft en groepen ze samen in grotere groepen (Peters en Otis, 2007). Het gebruik van geïnundeerde rijstvelden in Californië door ganzen en steltlopers was vooral gerelateerd aan de hoeveelheid half-natuurlijk moeras, vermoedelijk gebruikt als slaapplaats, in de omgeving (Elphick, 2008).

Samenvatting

Actieve dan wel passieve verjaagmethoden bieden weinig soelaas voor het weren van vogels van (delen van) gebieden. Veel methoden, zoals gaskanonnen, al dan niet automatische vogelverschrikkers, imitatieroofovogels, vuurpijlen of het afspelen van vogelgeluiden zullen op de lange duur weinig effectief zijn. Een aantal van deze methoden (bijv. gaskanon, vogelgeluiden, vuurpijlen) lijkt daarnaast niet verenigbaar met de woonfunctie op het carré Stad van de Zon grenzend aan de plassen omdat deze voor teveel overlast zorgen bij omwonenden. Veel methoden (bijv. vuurpijlen, inzet van valken en haviken) zijn ook zeer duur omdat de continue aanwezigheid van mensen vereist is. De meest veelbelovende aanpak lijkt daarom ingrijpen in de inrichting van het gebied.

Indirect kan uit de voorgaande sectie worden afgeleid hoe je watervogels kunt weghouden van met name slaappleatsen (vooral van toepassing op het strand van het Park van Luna). De voor watervogels minst aantrekkelijke plekken worden gekenmerkt door weinig zicht op hun omgeving, een achtergrond die 's nachts donker is en een slechte verbinding tussen slaappleats en foerageergebied. Ook verstoring door mensen, honden en voertuigen is een belangrijke factor die de aantrekkelijkheid van een habitat vermindert. Aanpassingen die het strand minder aantrekkelijk maken als slaappleats kunnen er voor zorgen dat vooral de ganzen, maar mogelijk ook de meeuwen en meerkoeten die hier veel worden waargenomen, verhuizen naar een andere locatie binnen het gebied, vooral als daar maatregelen genomen worden die ze aantrekkelijk maakt als slaappleats. Te denken valt aan het plaatsen van hoge structuren, (tijdelijke) hekwerken tussen strand en water of strand en gazon of mogelijk simpelweg de inzet van een hond gedurende het zwemseizoen.

3 Veldonderzoek: resultaten van een verkennende bemonstering

Op 1 en 2 maart 2010 is een beperkt veldonderzoek uitgevoerd in de plassen van het Park van Luna. In deze periode (tussen 25 februari en 5 maart 2010) draaide het gemaal dat het water in de plassen rondpompt zes uur per dag: 's morgens van 6 uur tot 9 uur en 's middags van 16.00 uur tot 19.00 uur. Het gemaal draaide daarbij op 15 Hz wat overeen komt met 15 m³ per minuut. De maximumcapaciteit van de pomp is, bij 50 Hz, 60 m³ per minuut.

Op 1 maart 2010 is een inventarisatie gemaakt van alle vogels die op dat moment op en langs de plassen van het Park van Luna voorkwamen. De grootste aantallen werden geteld in het labirint, op de oevers en het strand van de westelijke plas en in de zuidelijke plas (figuur 3). Er werden in totaal 20 soorten vogels waargenomen (tabel 5). De soorten met de grootste aantallen waren meerkoet, scholekster, kokmeeuw, zilvermeeuw, de drie waargenomen soorten eenden en het complex van grauwe gans/soepgans/boerengans.

Tabel 5

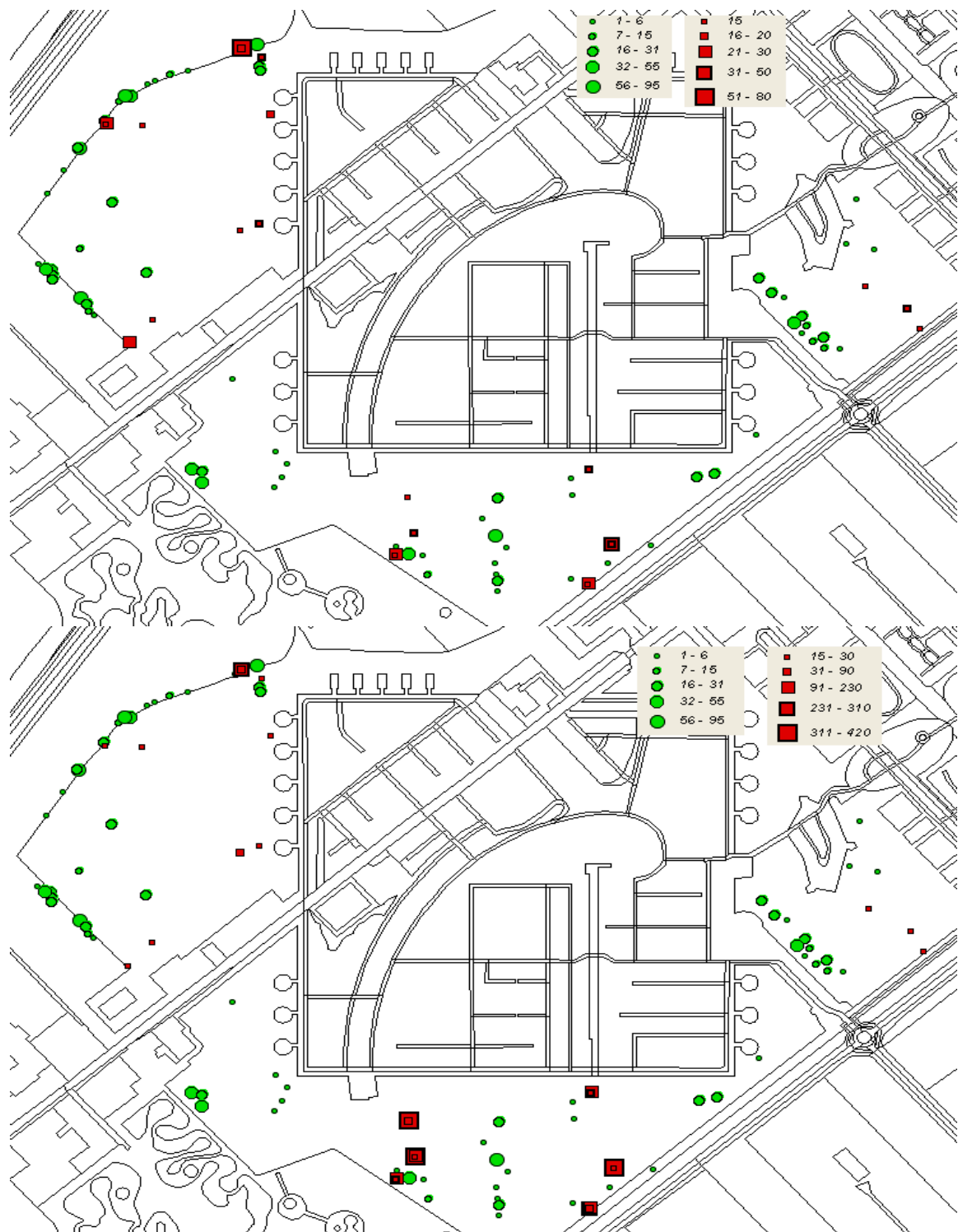
Overzicht van de aantallen op 1 maart 2010 getelde vogels van verschillende soorten op en rond de plassen van de Stad van de Zon.

Soort	Aantal	
	Ronde 1	Ronde 2
Knobbelzwaan	8	2
Ganzen		
Grauwe gans	51	39
Brandgans	0	2
Nijlgans	4	0
Boerengans	8	8
Soepgans	4	0
Eenden		
Kuifeend	74	77
Tafeleend	60	22
Wintertaling	15	142
Meeuwen		
Kokmeeuw	127	135
Kleine Mantelmeeuw	0	1
Zilvermeeuw	4	100
Steltlopers		
Scholekster	260	142
Kievit	50	34
Grutto	0	6
Tureluur	2	0
Overig		
Blauwe Reiger	2	3
Fuut	9	14
Meerkoet	217	163
Aalscholver	9	17

Op 2 maart 2010 is het oppervlaktewater in de plassen van het Park van Luna bemonsterd in een zestal transecten die min of meer loodrecht op de oever stonden. Drie van deze transecten werden gekozen op plekken waar de dag ervoor veel watervogels werden waargenomen en drie transecten op plekken waar weinig vogels waren geteld. De eerste bemonsteringsronde vond plaats tussen 7.30 en 10 uur. De bemonsteringen werden herhaald tussen 10.30 en 12.30 uur (2e ronde) en 13 en 14.30 uur (3e ronde). Tijdens de bemonsteringen werd ook eenmaal doorzicht van de waterkolom bepaald met behulp van de Secchi-schijf. De monsters werden door het laboratorium van Stichting Waterproef geanalyseerd op het voorkomen van *E. coli*, intestinale enterococci, *Campylobacter* spp. en de concentratie gesuspendeerde bestanddelen.

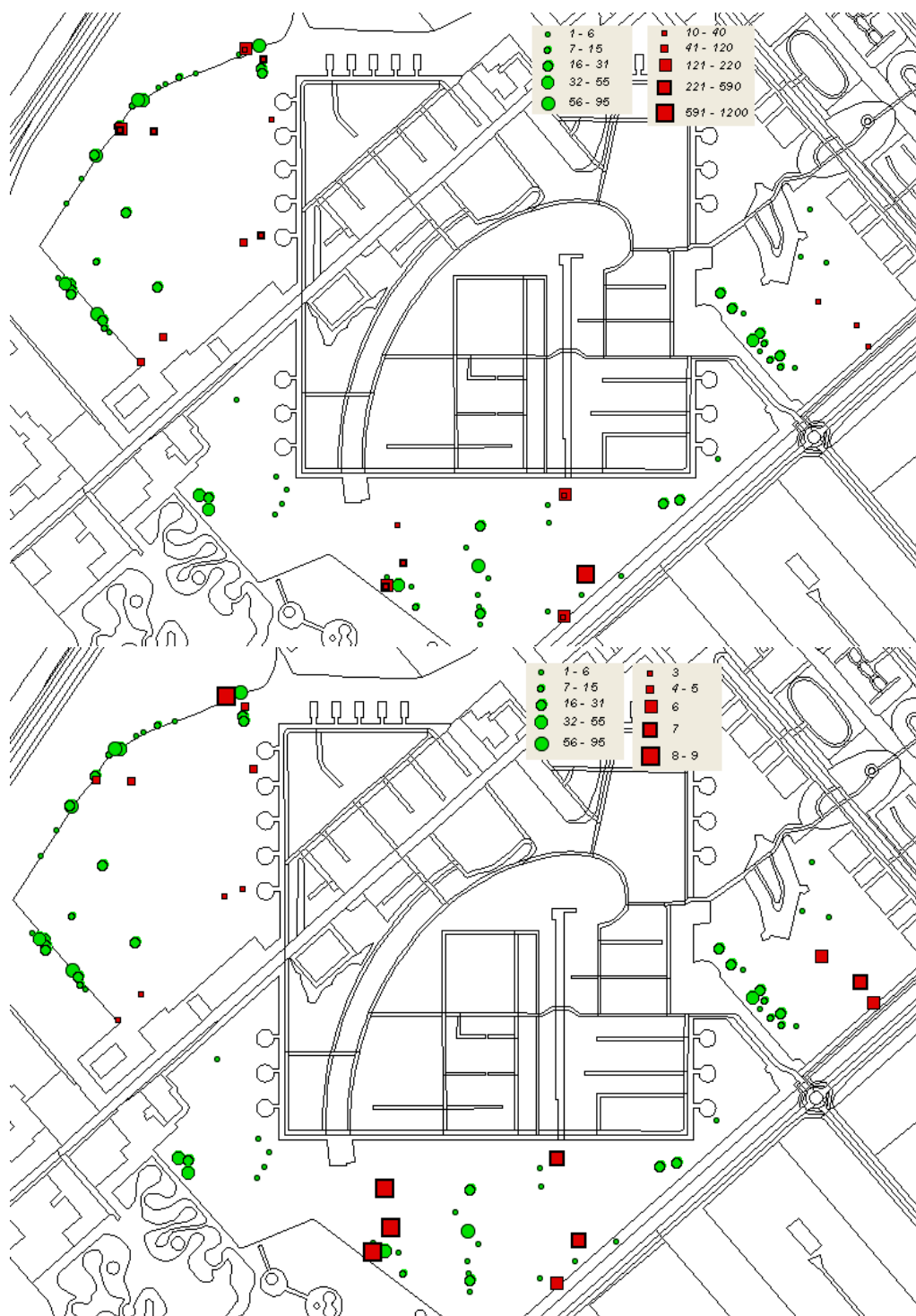
De gemeten concentraties *E. coli* en intestinale enterococci kwamen nooit boven de maximum toegestane waarden voor zwembadwater maar vertoonden wel een ruime variatie tussen verschillende monsterpunten en monstertijdstippen. Hoge waarden *E. coli* en intestinale enterococci werden vooral gemeten in het open water van de ondiepe zuidelijke plas en langs de oever van de noordelijke punt van het strand (figuur 4). Hoge waarden voor *Campylobacter* spp. werden gemeten in het open water van de zuidelijke plas en op een aantal plaatsen langs de oever van de zuidelijke en westelijke plassen (figuur 5). Hoewel nergens extreem hoog, werden relatief hoge concentraties gesuspendeerde bestanddelen in het water gevonden in de zuidelijke en oostelijke plassen en langs de oever van de noordelijke strandpunt (figuur 5). In het centrale deel van de westelijke zwemplas werden consistent lage waarden gevonden voor alle gemeten variabelen (figuren 4 en 5). Er waren geen duidelijke ruimtelijke patronen herkenbaar waarbij hoge concentraties fecale bacteriën vooral gemeten werden op plekken waar veel vogels geteld werden. Het is echter goed zich te realiseren dat de vogeltellingen slechts een momentopname weergeven en het bijvoorbeeld onduidelijk is hoeveel en waar eventueel vogels op de plassen overnachten.





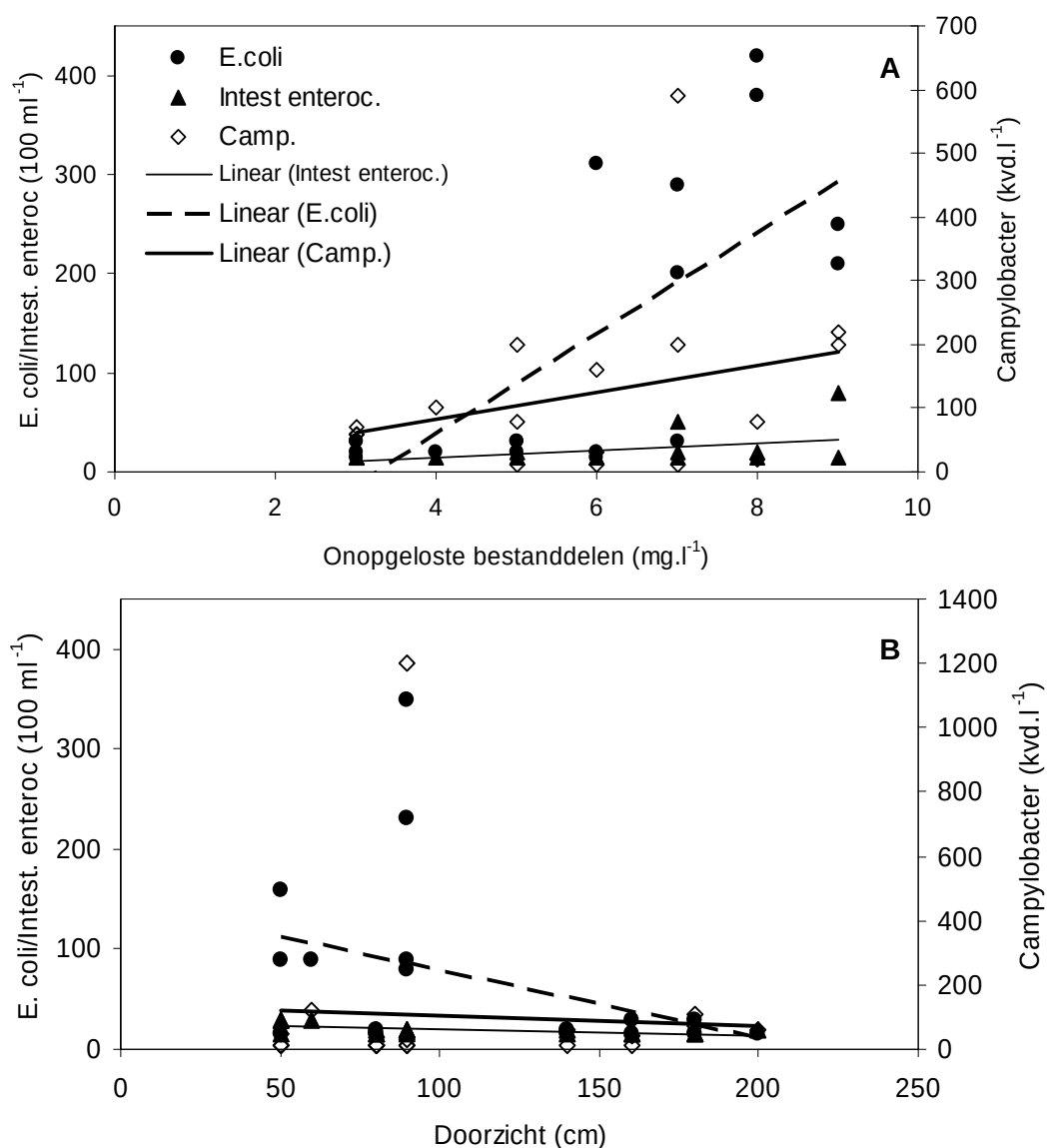
Figuur 4

Een ruimtelijke weergave van de analyseresultaten van de bemonstering van intestinale enterococcen (aantallen per 100 ml, bovenste paneel, rode vierkanten) en *E. coli* (aantallen per 100 ml, onderste paneel, rode vierkanten) op 2 maart 2010 in de plassen van het Park van Luna. Ter illustratie zijn ook de aantallen watervogels die vlak voor de bemonstering werden waargenomen, weergegeven (groene cirkels).



Figuur 5

Een ruimtelijke weergave van de analyseresultaten van de bemonstering van *Campylobacter* spp. (kvd/l, bovenste paneel, rode vierkanten) en onopgeloste bestanddelen (mg/l, onderste paneel, rode vierkanten) op 2 maart 2010 in de plassen van het Park van Luna. Ter illustratie zijn ook de aantallen watervogels die vlak voor de bemonstering werden waargenomen, weergegeven (groene cirkels).

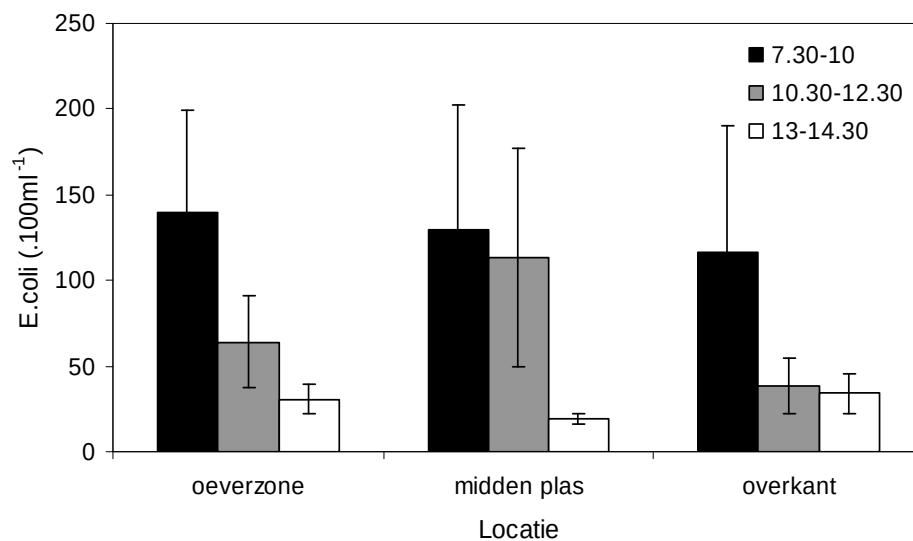


Figuur 6

De relatie tussen onopgeloste bestanddelen (A) en doorzicht (B) en de concentratie fecale bacteriën in de plassen van het Park van Luna.

Er bestond een sterke relatie tussen de concentratie gesuspendeerde bestanddelen en de concentratie *E. coli* in de oppervlaktewateren van het Park van Luna (figuur 6a). Deze relatie was veel minder sterk voor intestinale enterococci of *Campylobacter* spp.. Omdat doorzicht ten dele bepaald wordt door de concentratie gesuspendeerde bestanddelen bestond er ook een zwak negatieve relatie tussen doorzicht en de concentratie *E. coli* (figuur 6b). Deze relatie was afwezig bij de intestinale enterococci en de *Campylobacter* spp.

De concentratie *E. coli* in het water was 's morgens vroeg het hoogst en nam af met de tijd (figuur 7). Dit patroon was het duidelijkst op de monsterplekken die tegen de oever aan lagen. Monsterpunten midden op de plas hadden ook midden op de ochtend nog relatief hoge waarden.



Figuur 7

*De concentratie *E. coli* in het oppervlaktewater van het Park van Luna in relatie tot locatie en tijdstip van monsternam.*

Samenvatting

Er komen veel vogels voor op en langs de plassen van het Park van Luna. Tijdens een willekeurige winterse dag werden ca. 900 vogels geteld. Het is onduidelijk hoe representatief deze tellingen zijn voor de aantallen vogels gedurende het zwemseizoen. Het is aannemelijk dat deze vogels de belangrijkste bron zijn van fecale bacteriën in de plassen, hoewel de resultaten van deze verkennende bemonstering er geen directe aanwijzingen voor vonden. Het voorkomen van fecale bacteriën in de plassen lijkt vooral gestuurd te worden door de aanwezigheid van gesuspenderde bestanddelen in het water. In delen van de plassen met hoge concentraties gesuspenderde bestanddelen, werden ook de hoogste concentraties *E. coli* gemeten. Dit gold in iets mindere mate ook voor intestinale enterococci en *Campylobacter* spp. Hoge waarden gesuspenderde bestanddelen werden vooral gemeten in de ondiepe (delen van) plassen. Mogelijk dat het zelfreinigende vermogen van de diepere delen van plassen, die kunnen fungeren als bezinkput voor gesuspenderde bestanddelen, groot genoeg is om fecale bacteriën die via vogelpoep de waterkolom binnendringen te neutraliseren.

4 Discussie

4.1 Potentiële oplossingsrichtingen

Op basis van een veldbezoek en een eenmalige reeks metingen op 2 maart 2010 lijkt de slechte waterkwaliteit in plassen van de Park van Luna in twee deelproblemen uiteen te vallen. In de centrale waterkolom van de plassen lijkt de waterkwaliteit vooral te worden beïnvloed door resuspensie van de waterbodem. De overleving van fecale bacteriën die geabsorbeerd zijn aan het gesuspendeerde materiaal is vele malen hoger dan die van bacteriën in open water, waardoor hoge waarden van fecale bacteriën gemeten worden op locaties met hoge concentraties gesuspendeerd materiaal. Er is een reeks van maatregelen mogelijk (hieronder beschreven) die genomen kunnen worden om de concentratie gesuspendeerd materiaal terug te dringen. In het water dat direct grenst aan het recreatiestrand, waar de zwemmers zich ophouden en dus ook vooral in aanraking kunnen komen met fecale bacteriën in het zwemwater, lijkt de kwaliteit vooral gestuurd te worden door de aanwezigheid van hoge aantallen watervogels op het strand. Een verhoging van de zwemwaterkwaliteit van dit deel van de plas hangt vooral af van mogelijkheden om watervogels van deze locatie te weren. Zoals hieronder kort aangegeven zijn in de literatuur weinig (inrichtings)maatregelen bekend die dit kunnen bewerkstelligen.

4.1.1 Maatregelen die de concentratie gesuspendeerd materiaal in de plassen kunnen tegengaan

Resuspensie wordt veroorzaakt door stroming. In de plassen van het Park van Luna wordt deze stroming veroorzaakt door het rondpompen en door de invloed van de wind. Het probleem van de hoge concentraties gesuspendeerd materiaal in de plassen van het Park van Luna kan verminderd worden door de pompsnelheid te verminderen. De resulterende lagere stroomsnelheid zorgt ervoor dat een groter deel van het gesuspendeerde materiaal en de daaraan gebonden fecale bacteriën bezinkt. Bij verminderen van de pompsnelheid blijft de resuspensie door de wind bestaan. Bij een harde wind is de wind vermoedelijk ook de belangrijkste factor. Het stilleggen van de pomp in een windrijke periode kan daarom een maatregel zijn om transport van gesuspendeerd materiaal naar de zwemplas te verminderen.

Een lagere stroomsnelheid resulteert ook in een langere verblijftijd van het water in het labirint. De stroomsnelheden in en na het labirint zijn nu aan de hoge kant en zorgen mogelijk juist voor resuspensie van sediment in plaats van dat dit bezinkt. Het labirint is ontworpen op doorstroming en niet op waterretentie. Een aanvullende maatregel die de filterende werking van het helofytenfilter bevordert is het met riet laten dichtgroeien van de watergangen van het labirint. Op dit moment staat het riet vooral langs de oevers en komt dit proces onvoldoende op gang. Door het water door rietzones heen te laten stromen, kunnen bacteriën sneller worden afgebroken. Bijkomend voordeel is dat op deze wijze ook een groter deel van de nutriënten in het water wordt opgenomen. Hoeveel lager de stroomsnelheid moet zijn is moeilijk aan te geven, maar als vuistregel kan worden genomen dat het water in het hele watersysteem slechts één keer in de vier of meer dagen wordt rondgepompt in plaats van één keer in de drie dagen zoals nu het geval is. Een nadeel van meer riet kan zijn dat dit vogels aantrekt.

Een ander mogelijkheid om de hoge concentraties gesuspendeerd materiaal in de plassen te verminderen is de aanleg van een verdieping in één van de plassen. Aan de zuid- en oostzijde van het Park van Luna zijn de plassen ondiep, waardoor er ook door de wind geïnduceerde opwerveling plaatsvindt. Om dit tegen te gaan kan hier worden gedacht aan (gedeeltelijke) verdieping van het systeem. Diepere stukken gaan dan werken als

sedimentatieputje, waardoor er sediment uit het watersysteem gaat verdwijnen en er minder fecale bacteriën in het water aanwezig zullen zijn. Opgepast moet worden dat door het graven van de put de invloed van zoute kwel niet gaat toenemen.

Tenslotte kan overwogen worden de waterstroom in de zwemplas te beïnvloeden. door middel van het aanleggen van een kade in de noord-oost hoek van deze plas. In de westelijke plas zou beneden het wateroppervlak een barrière (bijvoorbeeld een kademuur) kunnen worden geplaatst voor het zwemstrand, om ervoor te zorgen dat de waterstroom vanuit de plassen aan de noordzijde van het Park van Luna wordt afgebogen en vervolgens er in het diepere gedeelte van de westelijke plas bezinking kan optreden. Dit zou er tevens voor kunnen zorgen dat de eventuele opwerveling van sediment door zwemmers nabij het zwemstrand geen negatieve gevolgen voor de waterkwaliteit met zich meebrengt. Deze kade kan eventueel gecombineerd worden met het aanbrengen van zoetwatermosselen die het langsstromende water (deels) kunnen zuiveren. Mosselen kunnen echter verder verspreid raken in het watersysteem en voor aantrekking van vogels zorgen.

4.1.2 Maatregelen tegen watervogels op het strand

De hoge concentraties fecale bacteriën in het water direct grenzend aan het strand worden vermoedelijk grotendeels bepaald door het voorkomen van rustende watervogels op het strand. De eerder genoemde maatregelen om de waterstroom in de plassen te zuiveren van gesuspendeerd materiaal en de daarmee geassocieerde fecale bacteriën zijn daarmee vermoedelijk niet effectief voor dit lokale probleem.

Duidelijk is dat het omwoelen van het strand, met als doel deze schoon te maken voor het publiek, de concentraties fecale bacteriën doet toenemen. Indien mogelijk moet daarom worden gezocht naar alternatieve methoden om het strand te schonen.

De meest voor de hand liggende methode is het voorkomen dat watervogels gebruik maken van recreatiestranden. Oplossingen moeten dus gezocht worden in het weren van watervogels op het strand, eventueel in combinatie met het aanbieden van alternatieve slaapplekken elders. Het weren van watervogels van recreatiestranden is eigenlijk nog nooit eerder goed onderzocht. Hierover kunnen op basis van deze literatuurstudie geen aanbevelingen worden gedaan en dit verdient nader onderzoek (zie hieronder). Het aanbieden van alternatieve slaapplekken lijkt makkelijker te realiseren dan het weren van vogels van bepaalde locaties, vooral voor meeuwensoorten. Het plaatsen van een ponton of vlonder in de plas heeft waarschijnlijk een grotere aantrekkingskracht op meeuwen dan een strand, hoewel dit nog getest moeten worden. Alternatieve slaapplekken zijn uiteraard uitsluitend van nut als deze geplaatst worden op een locatie waar zwemmers er geen last van hebben en waar het systeem ruim de tijd krijgt de fecale bacteriën die ter plekke in de waterkolom terecht komen te neutraliseren voordat het water de zwemplas weer bereikt. In de plassen van het Park van Luna kan dit daarom het best gebeuren in de westelijk deel van de zuidelijke plas.

Eén groep van watervogels verdient extra aandacht. Een deel van de in het Park van Luna aanwezige ganzen bestaat uit boerenganzen, soepganzen en gepaarde grauwe ganzen (*Anser anser*). Omdat deze dieren afstammen van ganzen die opgegroeid zijn op een boerderij (of hiermee gepaard zijn) in de onmiddellijke nabijheid van mensen mag verwacht worden dat deze veel minder sterk gebonden zijn aan openheid en lichtheid van slaapplekken. Hoe deze dieren reageren en met welke maatregelen hun aanwezigheid te beïnvloeden is, is onbekend. Een ander punt van aandacht is dat het Park van Luna optimale mogelijkheden biedt voor deze groep vogels om snel in aantal toe te nemen. Eilandjes in het helofytenfilter en in de plassen bieden goede broedmogelijkheden en de gazons langs strand en langs de paden in het helofytenfilter en elders in het gebied bieden ideale opgroeimogelijkheden voor kuikens. Elders in Nederland neemt het aantal boeren-, soep- en gepaarde grauwe ganzen onder dit soort omstandigheden explosief toe. Dit zou mogelijk (moet nog blijken uit verdere veldmetingen) negatieve gevolgen kunnen hebben voor de zwemwaterkwaliteit in de plassen.

Overzicht van maatregelen

Wat	Maatregel
Tegengaan resuspensie	Verminderen pompsnelheid Stilleggen van de pomp in een windrijke periode Aanleg van een verdieping in één van de plassen.
Vergroten filterende werking labyrint	Barrière (tegengaan effect opwerveling van sediment door zwemmers nabij het zwemstrand) Lagere stroomsnelheid Met riet laten dichtgroeien van de watergangen van het labyrint.
Beheer en onderhoud	Omdraaien stromingsrichting van de plassen Beïnvloeden waterstroom in de zwemplas (aanleggen van een kade in de noord-oost hoek van deze plas, in de westelijke plas barrière beneden het wateroppervlak voor het zwemstrand, evt. in combinatie met mosselen) Alternatieve methoden om het strand te schonen (niet omwoelen)
Weren watervogels op het strand	Aanbieden van alternatieve slaapplekken elders, bijvoorbeeld het plaatsen van een ponton of vlonder in de plas Fysieke barrières aanleggen (in relatie tot veiligheid, beschutting, nabijheid tot voedsel) Strand met donkere achtergrond (zo minder aantrekkelijk als slaapplek) Broedmogelijkheden en opgroeimogelijkheden beperken (rasters?) Inzet hond

4.1.3 Aanvullend onderzoek ter onderbouwing van de bevindingen van de verkennende studie

Uit de bevindingen van de huidige verkenning van de oorzaken van de slechte waterkwaliteit van de plassen van Park van Luna volgt dat het gesuspendeerde materiaal de belangrijkste factor is die er voor zorgt dat er hoge concentraties fecale bacteriën gemeten worden. Dit oordeel is gebaseerd op één enkele meting op 2 maart 2010. Het is onbekend of de resultaten van deze meting onder winterse omstandigheden goed vertaalbaar zijn naar omstandigheden zoals die gedurende het zwemseizoen heersen. Onduidelijk is bijvoorbeeld in welke mate stijgende temperaturen en meer zonne-uren effect hebben op de aanwezigheid van vogels op en bacteriën in het water. Het verdient daarom aanbeveling om een aantal keer gedurende het zwemseizoen het aantal en de verdeling van watervogels te karteren. Daarnaast is het belangrijk de concentraties fecale bacteriën op potentiële probleemplekken (met veel stroming en gesuspendeerd materiaal) en op potentiële probleemloze plekken (weinig stroming/gesuspendeerd materiaal) een aantal keer tijdens het zwemseizoen te meten.

We stellen daarom voor om in aanvulling en ter onderbouwing van deze verkennende studie gedurende het zwemseizoen drie maal (mei, juni/juli, augustus) metingen uit te voeren aan gesuspenderd materiaal (onopgeloste bestanddelen), *E. coli* en intestinale enterococci. Metingen aan *Campylobacter* spp. lijken niet nodig omdat de patronen hiervan grotendeels overeenkomen met die van *E. coli*. De metingen moeten op een aantal nader te duiden plaatsen in de belangrijkste stroombaan en buiten de stroombaan uitgevoerd worden

4.1.4 Onderzoek aan (inrichtings-)maatregelen om watervogels te weren van recreatiestranden

De problematiek van het voorkomen van watervogels die de waterkwaliteit van zwemplassen negatief beïnvloeden is een universeel probleem voor zwemplassen in Nederland. Het is waarschijnlijk dat deze problematiek zich vooral toespitst op het voorkomen van concentraties watervogels op zwemstranden. Blijkbaar vinden zowel mensen als watervogels deze habitats bijzonder aantrekkelijk om te gebruiken als rustplaats. De uitwerpselen van watervogels, gedeponeerd in de smalle zone waarin ook de meeste mensen zich ophouden, zorgt daarbij voor een versterking van het probleem. Het is aan te bevelen om een generiek onderzoek op te zetten naar de mogelijkheden om te voorkomen dat die watervogels die voor de grootste problemen zorgen gebruik zullen maken van zwemstranden. Daarbij moeten de volgende deelproblemen onderscheiden worden:

1. Welke soorten dragen het sterkst bij aan de problematiek. Met andere woorden, de uitwerpselen van welke soorten dragen het sterkst bij aan de vervuiling van strand en zwemwater. Hier is nauwelijks informatie over in de literatuur. Omdat niet alle inrichtingsmaatregelen even effectief zijn voor verschillende groepen watervogels is het belangrijk te weten welke groepen vooral geweerd moeten worden met inrichtingsmaatregelen.

2. Wat is de effectiviteit van verschillende inrichtingsmaatregelen om watervogels te weren? Gedacht kan worden aan het plaatsen van fysieke obstakels tussen plas en strand en strand en gazon. Voor soorten die grazen op de vaste wal (ganzen, zwanen, smienten) kan gedacht worden aan het inzaaien van onsmakelijke grassen op de gazons grenzend aan de zwemstranden. Deze maatregel kan eventueel in combinatie met het aanbieden van rustplaatsen elders worden uitgevoerd. Het aanbieden van alternatieve rustplaatsen is bij grote plassen vermoedelijk het meest succesvol als dit midden in de plassen gebeurt. Een dergelijke locatie wordt door watervogels over het algemeen aantrekkelijker gevonden dan een oeverlocatie vanwege de grotere rust midden op de plas. Het heeft daarnaast het voordeel dat besmettingen met fecale bacteriën op ruime afstand van de zwemlocatie plaats zullen vinden. Oplossingen voor deze problematiek kunnen vermoedelijk het best onderzocht worden met behulp van 'adaptive management' waarbij maatregelen in de praktijk op een aantal locaties uitgetest worden, hun effect vastgesteld wordt en op basis van deze inzichten het beheer (of de inrichting) net zo lang verbeterd wordt totdat het gewenste effect bereikt is.

3. Wat is de effectiviteit van verschillende maatregelen om de belasting met fecale bacteriën door watervogels zo snel mogelijk te neutraliseren met behulp van aangepast pompbeheer en verbetering van het helofytenfilter? In de plassen van het Park van Luna wordt vooral gedacht aan het zoeken naar een optimum draaiuren en capaciteit van de pomp (mogelijk stilleggen van de pomp in windrijke periode) en het ontwikkelen van een zo dicht mogelijke waterplantenvegetatie die filterend kan werken. Daarnaast is het verbeteren van de effectiviteit van het helofytenfilter door middel van het verlagen van de stroomsnelheid en de uitbreiding (of gerichte aanplant) van riet in de watergangen van het labyrint een veelbelovende maatregel.

4. Wat is de effectiviteit van schoonmaakwerkzaamheden van het strand op de concentratie fecale bacteriën in de strandbodem en de aan het strand grenzende waterzone? Bij schoonmaakwerkzaamheden wordt in het Park van Luna vooral gedacht aan het (dagelijks?) verwijderen van de uitwerpselen van watervogels, mogelijk door het afschrappen van de bovenste zandlaag.



Figuur 8

Het rietfilter moet zo worden ingericht dat het water daadwerkelijk door het riet heen stroomt en bij voorkeur een verblijftijd heeft van vier dagen of langer.

Literatuur

Alderisio, K.A. and N. DeLuca, 1999. Seasonal enumeration of fecal coliform bacteria from the feces of ring-billed gulls (*Larus delawarensis*) and Canada geese (*Branta canadensis*). *Appl Environ Microbiol* 65:5628-5630.

An, Y.-J., D.H. Kampbell and G. P. Breidenbach, 2002. *Escherichia coli* and total coliforms in water and sediments at lake marinas. *Environment Poll* 120:771-778.

Bai, S. and W.-S. Lung, 2005. Modelling sediment impact on the transport of fecal bacteria. *Water Res*, 39:5532-5240.

Baxter, A.T. and J.R. Allan, 2006. Use of Raptors to Reduce Scavenging Bird Numbers at Landfill Sites. *Wild Soc Bull* 34, 1162-168.

Baxter, A.T. and A.P. Robinson, 2007. A comparison of scavenging bird deterrence techniques at UK landfill sites. *Int J Pest Management*, 53: 347-356.

Blom, G., E.H.S. van Duin, R.H. Aalderink, L. Lyklema and C. Toet, 1992. Modelling sediment transport in shallow lakes – Interactions between sediment transport and sediment composition. *Hydrobiologia* 235/236:153-156.

Bomford, M., (1990) Ineffectiveness of a sonic device for deterring starlings. *Wildlife Soc Bull* 18:142-157.

Bomford, M., and P. O'Brien, 1990. Animal damage control with sound. *Wildlife Soc Bull* 18:411-422.

Bomford, M., and R. Sinclair, 2002. Australian research on bird pests: impact, management and future directions. *Emu* 102 29-45.

Broman, T., H. Palmgren, S. Bergström, M. Sellin, J. Waldenström, M.-L. Danielsson-Tham and B. Olsen, 2002. *Campylobacter jejuni* in black-headed gulls (*Larus ridibundus*): prevalence, genotypes, and influence on *C. jejuni* epidemiology. *J. Clin Microbiol* 40:4594-4602.

Burton, G.A., Jr., D. Gunnison and G.R. Lanza, 1987. Survival of pathogenic bacteria in various freshwater sediments. *Appl Environ Microbiol* 53:633-638.

Butler, J.E., M.G. Ford, E. May, R.F. Ashworth, J.B. Williams, A. Dewedat, M. El-Housseini and M.M.M. Baghat, 1993. Gravel bed hydroponic sewage treatment: performance and potential, p. 237-247, *In* G. A. Moshiri, ed. *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. CRC Press, Boca Raton.

Chen, Z., H. Fang and B. Liu, 2006. Numerical simulation of wind-induced motion in suspended sediment transport. *Journal of Hydrodynamics*, 6: 698-704.

Damare, J.M., D. Hussong, R.M. Weiner and R.R. Colwell, 1979. Aerobic and facultatively anaerobic bacteria associated with the gut of Canada geese (*Branta canadensis*) and whistling swans (*Cygnus columbianus columbianus*). *Appl Environ Microbiol* 38:258-266.

- Davies, C.M., J.A. Long, M. Donald and N.J. Ashbolt, 1995. Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl Environ Microbiol* 61:1888-1896.
- Decamp, O. and A. Warren, 2000. Investigation of *Escherichia coli* removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 14:293-299.
- Decamp, O., A. Warren and R. Sanchez, 1999. The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential as bioindicators. *Water Science and Technology* 40:91-98.
- Delwiche, M.J., Houk, A.P., Gorenzel, W.P. and T.P. Salmon, 2005. Electronic broadcast call unit for bird control in orchards. *Applied Engineering in Agriculture* 21:721-727.
- Doran, J.W. and D.M. Linn, 1979. Bacteriological Quality of Runoff Water from Pastureland. *Appl Environ Microbiol* 37:985-991.
- Edge, T.A. and S. Hill, 2005. Occurrence of antibiotic resistance in *Escherichia coli* from surface waters and fecal pollution sources near Hamilton, Ontario. *Canadian Journal of Microbiology* 51:501-505.
- Elphick, C.S., 2008. Landscape effects on waterbird densities in California rice fields: taxonomic differences, scale-dependence, and conservation implications. *Waterbirds* 31, 62-69.
- Fallacara, D.M., C.M. Monahan, T.Y. Morishita and R.F. Wack, 2001. Fecal Shedding and Antimicrobial Susceptibility of Selected Bacterial Pathogens and a Survey of Intestinal Parasites in Free-Living Waterfowl. *Avian Diseases* 45:128-135.
- Fogarty, L.R., S.K. Haack, M.J. Wolcott and R.L. Whitman, 2003. Abundance and characteristics of the recreational water quality indicator bacteria *Escherichia coli* and enterococci in gull faeces. *Journal of Applied Microbiology* 94:865-878.
- Fukuda, Y., Frampton, C.M. and G.J. Hickling, 2008. Evaluation of two visual birdscarers, the Peaceful Pyramid© and an eye-spot balloon, in two vineyards. *New Zealand Journal of Zoology*, 35: 217-224.
- Geldreich, E.E. and B.A. Kenner, 1969. Concepts of fecal streptococci in stream pollution. *J. Water Pollut. Control Fed.* 41:336-352.
- Gerba, C.P. and J.S. McLeod, 1976. Effect of sediments on the survival of *Escherichia coli* in marine waters. *Appl. Environ. Microbiol.* 32:114-120.
- Gersberg, R.M., S.R. Lyon, R. Brenner and B.V. Elkins (ed.), 1989. International Conference on Constructed Wetland for Wastewater Treatment. Chattanooga, TN. June 1988.
- Girdwood, R.W.A., C.R. Fricker, D. Munro, C.B. Shedden and P. Monaghan, 1985. The Incidence and Significance of *Salmonella* Carriage by Gulls (*Larus* spp.) in Scotland. *The Journal of Hygiene* 95:229-241.
- Gould, D.J. and M.R. Fletcher, 1978. Gull Droppings and Their Effects on Water Quality *Water Research* 12:665-672.
- Graczyk, T.K., A.C. Majewska and K.J. Schwab, 2008. The role of birds in dissemination of human waterborne enteropathogens. *Trends in Parasitology* 24:55-59.

- Grimes, D.J., 1980. Bacteriological water quality effects of hydraulically dredging contaminated upper Mississippi river bottom sediment. *Appl Environ Microbiol* 39:782-789.
- Grontmij, 2009. Brononderzoek bacteriële verontreinigingen 'Stad van de Zon'.
- Hamilton, M.J., T. Yan and M.J. Sadowsky, 2006. Development of Goose- and Duck-Specific DNA Markers To Determine Sources of *Escherichia coli* in Waterways. *Appl. Environ. Microbiol.* 72:4012-4019.
- Harmsen, J., A. van den Toorn en J. van den Bergs, 2002. Waterkwaliteit en diergezondheid: Extra problemen in veenweidegebieden? *Bodem*, 12(4), 141-143.
- Harmsen, J. en A. van der Toorn, 2006. Systeemkennis als basis voor waterzuivering. In: D. Leenders en C. Kwakernaak (eds), 20 puzzelstukjes voor de KRW. Alterra Rapport 1403, Alterra Wageningen
- Howell, J.M., M.S. Coyne and P.L. Cornelius, 1996. Effect of Sediment Particle Size and Temperature on Fecal Bacteria Mortality Rates and the Fecal Coliform/Fecal Streptococci Ratio. *J Environ Qual* 25:1216-1220.
- Ishii, S., W.B. Ksoll, R.E. Hicks and M.J. Sadowsky, 2006 Presence and Growth of Naturalized *Escherichia coli* in Temperate Soils from Lake Superior Watersheds. *Appl. Environ. Microbiol.* 72:612-621.
- Ishii, S., D.L. Hansen, R.E. Hicks and M.J. Sadowsky, 2007. Beach Sand and Sediments are Temporal Sinks and Sources of *Escherichia coli* in Lake Superior. *Environmental Science & Technology* 41:2203-2209.
- Kinzelman, J.L., R.L. Whitman, M. Byappanahalli, E. Jackson and R.C. Bagley, 2003. Evaluation of Beach Grooming Techniques on *Escherichia coli* Density in Foreshore Sand at North Beach, Racine, WI. *Lake and Reservoir Management* 19:349-354.
- Kirschner, A.K.T., T.C. Zechmeister, G.G. Kavka, C. Beiwl, A. Herzig, R.L. Mach and A.H. Farnleitner, 2004. Integral Strategy for Evaluation of Fecal Indicator Performance in Bird-Influenced Saline Inland Waters. *Appl. Environ. Microbiol.* 70:7396-7403.
- Lam, D.C.L. and J.M. Jaquet, 1976. Computations of physical transport and regeneration of phosphorus in Lake Erie, Fall 1970. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 33:550-563.
- Loop, F. van de, F. Vervest, M. Schaeffer, 2007. Zwemwaterprofiel Stad van de Zon. Rapport Royal Haskoning.
- Lu, J., J.W. Santo Domingo, S. Hill and T.A. Edge, 2009. Microbial Diversity and Host-Specific Sequences of Canada Goose Feces. *Appl. Environ. Microbiol.* 75:5919-5926.
- Lu, J., J.W. Santo Domingo, R. Lamendella, T. Edge and S. Hill, 2008. Phylogenetic Diversity and Molecular Detection of Bacteria in Gull Feces. *Appl. Environ. Microbiol.* 74:3969-3976.
- Marino, R.P. and J.J. Gannon, 1991. Survival of fecal coliforms and fecal streptococci in storm drain sediment. *Water Research* 25:1089-1098.
- Maxson, S.J., Mortensen, S.A. Goodermote, D.L. and C.S. Lapp, 1996. Success and Failure of Ring-Billed Gull Deterrents at Common Tern and Piping Plover Colonies in Minnesota. *Colonial Waterbirds*, 19: 242-247.

- McFeters, G.A. and D.G. Stuart, 1972. Survival of Coliform Bacteria in Natural Waters: Field and Laboratory Studies with Membrane-Filter Chambers. *Appl. Environ. Microbiol.* 24:805-811.
- McLennan, J.A., Langham, N.P.E., and R.E.R. Porter, 1995. Deterrent effect of eye-spot balls on birds. *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science*, 23: 139-144.
- Middleton, J.H. and A. Ambrose, 2005. Enumeration and antibiotic resistance patterns of fecal indicator organisms isolated from migratory Canada Geese (*Branta Canadensis*). *J Wildl Dis* 41:334-341.
- Moore, J.E., D. Gilpin, E. Crothers, A. Canney, A. Kaneko and M. Matsuda, 2002. Occurrence of *Campylobacter* spp. and *Cryptosporidium* spp. in seagulls (*Larus* spp.). *Vector Borne Zoonotic Dis* 2:111-114.
- Ødegaard, H. (ed.), 1993. Proceedings of 2nd International Specialized Conference on Design and Operation of Small Wastewater Treatment Plants Tapir, Trondheim.
- Ottová, V., J. Balcarova and J. Vymazal, 1997. Microbial characteristics of constructed wetlands. *Water Science and Technology* 35:117-123.
- Peters, K.A. and D.L. Otis, 2007. Shorebird roost-site selection at two temporal scales : is human disturbance a factor? *Journal of Applied Ecology*, 44:196-209.
- Proakis, E., 2003. Pathogen removal in constructed wetlands focusing on biological predation and marine recreational water quality. *Proceedings of the Water Environment Federation* 2003:310-332.
- Rhodes, M.W. and H. Kator, 1988. Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. in estuarine environments. *Appl. Environ. Microbiol.* 54:2902-2907.
- Ricca, D.M. and J.J. Cooney, 1998. Coliphages and indicator bacteria in birds around Boston Harbor. *J. Industr. Microbiol. Biotechnol.* 21:28-30.
- Rogers, D.I., Battley, P.F., Piersma, T., van Gils, J.A. and K.G. Rogers, 2006a. High-tide habitat choice: insights from modelling roost selection by shorebirds around a tropical bay. *Animal Behaviour*, 72:563-575.
- Rogers, D.I., Piersma, T. and C.J. Hassell, 2006b. Roost availability may constrain shorebird distribution: Exploring the energetic costs of roosting and disturbance around a tropical bay. *Biological Conservation*, 133:225-235.
- Ronconi R.A. and C.C. St. Clair, 2006. Efficacy of a radar-activated on-demand system for deterring waterfowl from oil sands tailings ponds. *Journal of Applied Ecology* 43:111-119.
- Seidel, K., 1976. Macrophytes and water purification, p. 109-121 *Biological Control of Water Pollution*. Pennsylvania University Press Pennsylvania, PA.
- Sherer, B.M., J.R. Miner, J.A. Moore and J.C. Buckhouse, 1992. Indicator bacterial survival in stream sediments. *J Environ Qual* 21:591-595.
- Stanridge, J.H., J.J. Delphino, L.B. Kleppe and R. Butler, 1979. Effect of waterfowl (*Anas platyrhynchos*) on indicator bacteria populations in a recreational lake in Madison, Wisconsin. *Applied & Environmental Microbiology* 38:547-550.

Stephenson, G.R. and L.V. Street, 1978. Bacterial Variations in Streams from a Southwest Idaho Rangeland Watershed. *J Environ Qual* 7:150-157.

Stevens, G.R. and L. Clark, 1998. Bird repellents: development of avian-specific tear gases for resolution of human-wildlife conflicts. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 42: 153-160.

Toet, S., Van Logtestijn, R. S. P., Kampf, R., Schreijer, M. and J.T.A. Verhoeven, 2005. The effect of hydraulic retention time on the removal of pollutants from sewage treatment plant effluent in a surface-flow wetland system. *Wetlands* 25::375-391.

Van Ee, G. en D. Verhagen, 2008. Stad van de Zon Heerhugowaard. Presentatie op Platform herstel meren.

Verhoeven, J.T.A. and A.F.M. Meuleman, 1999. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering* 12:5-12.

Waldenström, J., T. Broman, I. Carlsson, D. Hasselquist, R.P. Achterberg, J.A. Wagenaar and B. Olsen, 2002. Prevalence of *Campylobacter jejuni*, *Campylobacter lari*, and *Campylobacter coli* in different ecological guilds and taxa of migrating birds. *Applied and Environmental Microbiology* 68:5911-5917.

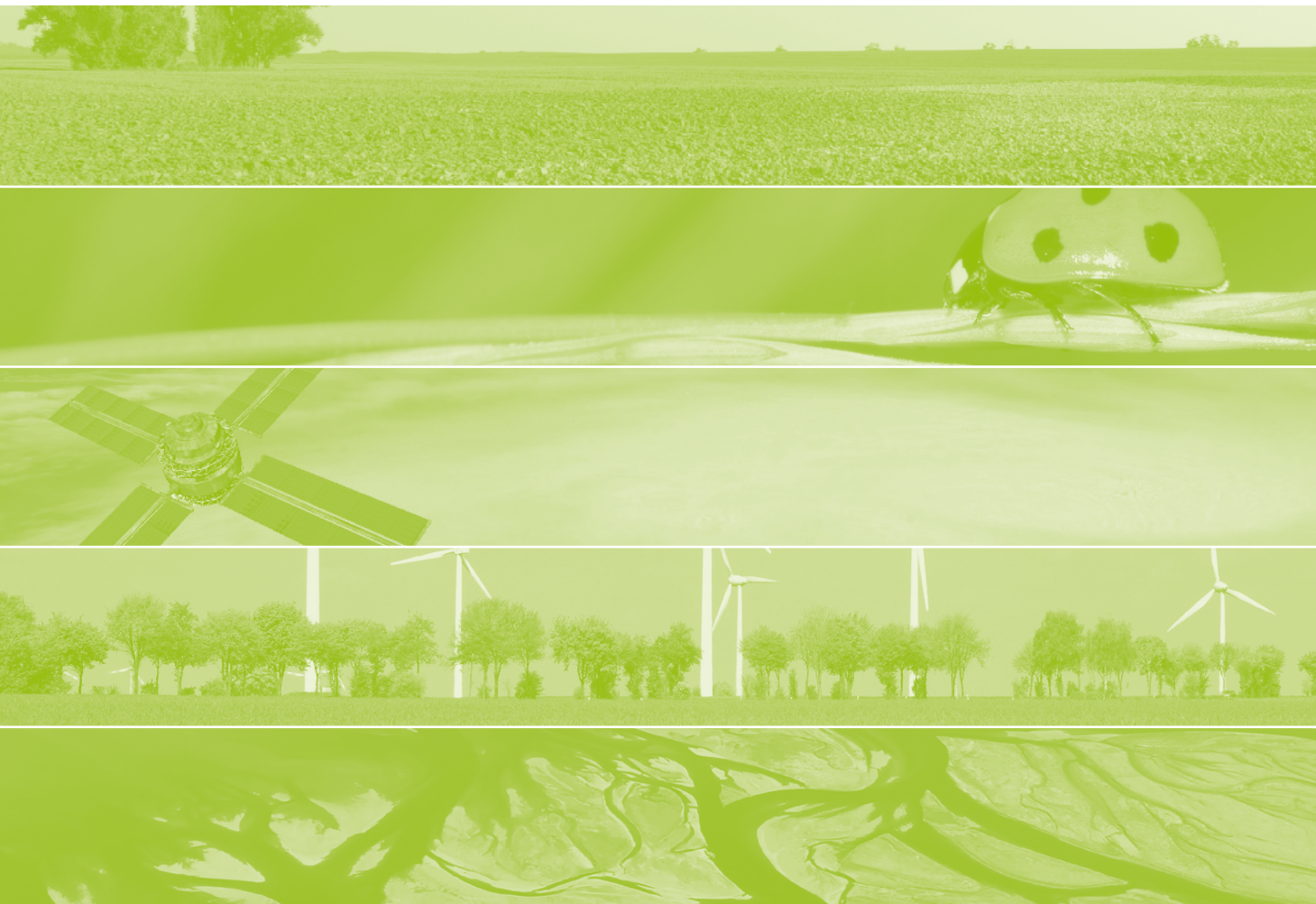
Wang, G. and M.P. Doyle, 1998. Survival of Enterohemorrhagic *Escherichia coli* O157:H7 in Water. *Journal of Food Protection* 174; 61:662-667.

Werner, S.J. and L. Clark, 2006. Effectiveness of a motion-activated laser hazing system for repelling captive Canada Geese. *Wildlife Society Bulletin*, 34:2-7.

Wheeler Alm, E., J. Burke and A. Spain, 2003. Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches. *Water Research* 37:3978-3982.

Whitman, R.L. and M.B. Nevers, 2003. Foreshore Sand as a Source of *Escherichia coli* in Nearshore Water of a Lake Michigan Beach. *Appl. Environ. Microbiol.* 69:5555-5562.

Williams, J.B., M.M.M. Baghat, E. May, M.G. Ford and J.E. Butler (ed.), 1994. The removal of pathogenic microorganisms during sewage treatment in gravel bed hydroponic constructed wetlands. ICWS Secretariat. Wetland Systems for Water Pollution Control Guangzhou.



Alterra is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen negen gespecialiseerde en meer toegepaste onderzoeksinstituten, Wageningen University en hogeschool Van Hall Larenstein hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 40 vestigingen (in Nederland, Brazilië en China), 6.500 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de vooraanstaande kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen natuurwetenschappelijke, technologische en maatschappijwetenschappelijke disciplines vormen het hart van de Wageningen Aanpak.

Alterra Wageningen UR is het kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

Meer informatie: www.alterra.wur.nl